

BIOLOGIA AMBIENTALE

**Centro
Italiano
Studi di
Biologia
Ambientale**

Volume 19

Numero 2

Dicembre 2005



ISSN 1129-504X



BIOLOGIA AMBIENTALE

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 19, n. 2/2005

Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

PROPRIETÀ: **Rossella Azzoni**, Presidente del C.I.S.B.A.

DIRETTORE RESPONSABILE: **Rossella Azzoni**

REDAZIONE:

Giuseppe Sansoni sansoni@infinito.it resp. di redazione

Roberto Spaggiari info@cisba.it resp. di segreteria

Gilberto N. Baldaccini gilbaldaccini@virgilio.it redattore

Pietro Genoni p.genoni@arpalombardia.it redattore

Comitato Scientifico

Roberto ANTONIETTI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

Natale Emilio BALDACCINI

Dip. di Etologia, Ecologia, Evoluzione, Univ. di Pisa

Roberto BARGAGLI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

Antonio DELL'UOMO

Dip. di Botanica ed Ecologia, Univ. di Camerino

Silvana GALASSI

Dip. di Biologia, Università di Milano

Pier Francesco GHETTI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. Cà Foscari, Venezia

Stefano LOPPI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

Sergio MALCEVSCI

Ist. Ecologia del territorio e degli ambienti terrestri,
Univ. di Pavia

Maurizio G. PAOLETTI

Dip. di Biologia, Univ. di Padova

Luciano SANTINI

Dip. C.D.S.L. Sez. Entomologia agraria, Univ. di Pisa

Paolo Emilio TOMEI

Dip. Agronomia e gestione agroecosistema, Univ. di Pisa

Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE

Dip. Ecologia del territorio e degli ambienti terrestri,
Univ. di Pavia

Pierluigi VIAROLI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

Luigi VIGANÓ

IRSA - CNR, Brugherio MI

Sergio ZERUNIAN

Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia (LT)

Aldo ZULLINI

Dip. di Biotecnologie e Bioscienze, Univ. Milano Bicocca

Biologia Ambientale raccoglie e diffonde informazioni sulle tematiche ambientali, con particolare attenzione ai seguenti campi di interesse:

- Bioindicatori e biomonitoraggio
- Ecotossicologia
- Depurazione delle acque reflue
- Ecologia delle acque interne e dell'ambiente marino
- Gestione dell'ambiente
- Igiene ambientale
- Ecologia urbana
- Impatto ambientale
- Ingegneria naturalistica
- Rinaturazione e riqualificazione ambientale
- Conservazione della natura
- Ecologia del paesaggio

Biologia Ambientale è articolata in due sezioni:

Lavori Originali, in cui vengono pubblicati articoli e rassegne bibliografiche originali;

Informazione & Documentazione – sezione volta a favorire la circolazione di informazioni e di idee tra i soci – in cui vengono riportate recensioni di libri, riviste e altre pubblicazioni nonché notizie e lavori già pubblicati ritenuti di particolare interesse o attualità.

Biologia Ambientale, viene inviata ai soci del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.).

Per iscriversi o per informazioni: Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, via Amendola 2, 42100 Reggio Emilia

Segretario: Roberto Spaggiari, tel. 334 9262826; fax 0522 363006; e-mail: info@cisba.it

www.cisba.it

info@cisba.it

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: Euro 40,00; socio collaboratore Euro 30,00; socio sostenitore Euro 310,00. Conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE. Conto corrente bancario: BIPOP CARIRE C/C 446653 coord. G 05437 12807 000000446653

BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 19
Numero 2
Dicembre 2005

SOMMARIO

LAVORI ORIGINALI

- MONAUNI C., POZZI S., PELLEGRINI G., DEFRANCESCO C. - **Ruolo della componente fitoplanctonica nel monitoraggio limnologico e sue potenziali applicazioni ai fini della classificazione dei laghi secondo la Direttiva Quadro 2000/60/CE** 3
- CIUFFARDI L., BASSANI I. - **Segnalazione del successo riproduttivo della Lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) in Provincia della Spezia** 15
- MANCA M., MARGARITORA F.G., DE BERNARDI R. - **Comunità a cladoceri di laghi del Bacino del Po: risultati ottenuti nell'ambito del Progetto Europeo *Long distance dispersal of Aquatic KEy Species* (LAKES)** 17
- CASELLA V.M.A., BONDAVALLI C., BODINI A. - **L'uso dell'acqua in ambito urbano: un approccio ecosistemico per valutarne la sostenibilità** 25
- TORRISI M., STAFFOLANI L., HRUSKA K., DELL'UOMO A. - **Valutazione dello stato ecologico del torrente Castellano (bacino del Tronto, Marche) nel tratto urbano di Ascoli Piceno mediante analisi della componente vegetale** 39
- BRUZZONE E., MOSCATELLI A. - **Interazioni tra fattori ambientali e batteri filamentosi in un impianto di depurazione di reflui urbani** 49

INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

- MANCA M. - **La biodiversità di ambienti acquatici lungo un ampio gradiente latitudinale in Europa: ruolo del trasporto a lunga distanza da parte degli uccelli migratori acquatici** 57
- CARRADORI R., CONTIERO A. - **Pianosa: un'isola per gli uccelli** 60
- Rassegna scientifica** (a cura di P. GENONI e coll.) 67
- Recensioni** 77

Ruolo della componente fitoplanctonica nel monitoraggio limnologico e sue potenziali applicazioni ai fini della classificazione dei laghi secondo la Direttiva Quadro 2000/60/CE

Catia Monauni*, Sabrina Pozzi , Giovanna Pellegrini, Chiara Defrancesco

1 Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente - Settore tecnico, U.O. tutela dell'acqua. Via Mantova 16, 38100 Trento

** Referente per la corrispondenza: Via Lidorno 1 - 38060 Mattarello, Trento (fax 0461 493003; catia.monauni@provincia.tn.it)*

Pervenuto il 7.12.2004; accettato il 20.6.2005

RIASSUNTO

La componente fitoplanctonica riveste un ruolo di rilievo nella comprensione dello stato ecologico dei corpi lacustri. Spesso però negli studi di routine non viene presa in considerazione a causa delle supposte difficoltà per ottenere risultati apprezzabili e confrontabili in tempi relativamente brevi.

In questo lavoro viene presentato un protocollo di conta dei taxa algali e calcolo dei rispettivi biovolumi, che può aiutare ad uniformare le analisi fatte da operatori diversi e così permettere un confronto ragionevolmente oggettivo dei dati raccolti.

Per evidenziare il contenuto informativo della componente fitoplanctonica nell'ambito del monitoraggio limnologico, è stata inoltre analizzata mensilmente la popolazione algale di 3 laghi trentini.

La classificazione trofica ottenuta con le informazioni ricavate dalla stima del biovolume algale è stata successivamente confrontata con gli indicatori comunemente utilizzati negli studi limnologici.

PAROLE CHIAVE: laghi / fitoplancton / stato trofico / protocollo di conta / Direttiva Quadro 2000/60/CE

Use of phytoplankton community in routine limnological monitoring programs to classify lakes according with the Water Framework Directive 2000/60/EC

Phytoplankton community is very important to evaluate ecological features of a lake. It is often disregarded in routine monitoring programs because of the supposed difficulties in obtaining valuable results in a short time.

In this study a protocol to count algal species and determine their biovolume is presented: it permits to uniform counts made by different operators.

To evidence the importance of information obtained by phytoplankton community analysis in routine limnological monitoring, we also analysed monthly three lakes in Trentino (Italy).

The trophic classification obtained with algal biovolume was then compared with traditional trophic state indexes.

KEY WORDS: lakes / phytoplankton / trophic state / counting protocol / Water Framework Directive 2000/60/EC

INTRODUZIONE

Nell'ambito del Progetto di monitoraggio nazionale dei corsi d'acqua, nato all'inizio del 2000 su iniziativa dell'Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ora APAT), è stata predisposta una serie di attività sperimentali, coordinate dall'Agenzia Provin-

ziale per la Protezione dell'Ambiente (APPA) di Trento, con l'obiettivo di introdurre e/o sviluppare metodi di monitoraggio dei corpi idrici superficiali interni.

Alla luce del ruolo che il fitoplancton verrà ad assumere nella classificazione dello stato ecologico

Tab. I. Principali caratteristiche fisiche dei tre laghi trentini esaminati.

	quota (m slm)	superficie (km ²)	profondità massima (m)	tempo teorico di ricambio (anni)
Lago di Garda	65	368	350	27
Lago di Caldonazzo	449	5,6	49	3,6
Lago di Serrai	974	0,4	18	< 1

dei laghi per la Direttiva Quadro 2000/60/CE, il presente lavoro si propone di verificare la possibilità di introdurre l'analisi della componente fitoplanctonica nell'ambito delle campagne di monitoraggio limnologico a livello agenziale, anche quale supporto alla valutazione dello stato trofico dei laghi.

MATERIALI E METODI

Sono stati presi in considerazione tre laghi trentini (Garda, Caldonazzo e Serrai) che vengono abitualmente controllati dall'APPA ai sensi del decreto legislativo 152/99 e nell'ambito dei programmi di monitoraggio di routine; i laghi esaminati sono diversi tra loro a livello geografico, morfologico e trofico (Tab. I).

Nel 2003, per i tre laghi sono stati eseguiti 32 prelievi con cadenza mensile. Sul lago di Garda sono stati eseguiti 12 prelievi su una colonna fissa 0-20 m; sul lago di Caldonazzo 11 prelievi sempre su una colonna fissa 0-20 m; sul lago di Serrai 9 prelievi, su una colonna integrata di profondità corrispondente alla zona eufotica, stimata come 2,5 volte il valore di trasparenza di volta in volta riscontrato (disco di Secchi). Nel periodo produttivo (maggio-ottobre), con cadenza mensile, sono inoltre stati prelevati per il Garda e per Caldonazzo anche i campioni relativi alla colonna di profondità corrispondente alla zona eufotica, per un totale complessivo di 44 campioni di fitoplancton.

Per l'analisi quali-quantitativa del fitoplancton è stato messo a punto il protocollo di lavoro di seguito riportato, al fine di ridurre le incertezze intrinseche ai diversi fattori che influenzano il conteggio e di omogeneizzare la metodologia di conta degli operatori del laboratorio.

Una frazione dei campioni d'acqua prelevati, accuratamente miscelati, è stata posta in bottiglie di vetro scuro da circa 150 mL e immediatamente fissata con 4-5 gocce di soluzione di Lugol acetico per permetterne la conservazione.

L'analisi quantitativa è stata eseguita utilizzando il processo di sedimentazione secondo UTERMÖHL (1958), al microscopio ad inversione e con l'ausilio di camere combinate con volume di volta in volta variabile a seconda della diversa produttività algale, deducibile dai valori di concentrazione di clorofilla *a* (HOEHN *et al.*, 1998) (Tab. II). I campioni sono stati sedimentati per un periodo variabile dalle 24 alle 48 ore a seconda

del volume sedimentato (il tempo di sedimentazione è corrispondente a circa tre ore per ogni centimetro d'altezza della camera).

Dopo aver osservato la camera ad un ingrandimento basso (40x) per verificare l'uniformità della sedimentazione, il fitoplancton è stato contato mediante il minore ingrandimento possibile, compatibilmente con le dimensioni delle alghe.

La conta dei taxa algali è stata effettuata considerando due diametri di camera tra loro perpendicolari (conta per transetti) ad un ingrandimento di 100x o 200x a seconda della dimensione della specie contata.

Al fine di avere conte attendibili, i transetti delle camere dovevano contenere almeno 100 individui del taxon più frequente, considerando che in questo caso l'accuratezza è pari a $\pm 20\%$ con un limite di significatività del 5% (LUND *et al.*, 1958). In caso contrario il campione veniva sedimentato nuovamente, aumentando il volume.

I taxa particolarmente abbondanti (più di 20 individui per campo) sono stati contati in 10 campi scelti casualmente e omogeneamente nella camera.

Tutti i taxa con meno di 10-15 individui nei due transetti sono stati invece contati a fondo camera (cioè esaminando l'intera superficie della camera) ad un ingrandimento di 200x.

Nei transetti, le colonie filamentose non completamente comprese nel campo visivo sono state contate solamente se occupavano più di un quarto dello stesso a 100x e scegliendo di contare solo quelli che entrano nel campo visivo da un verso (sopra o sotto per il transetto orizzontale, destra o sinistra per quello verticale), in modo da limitare gli errori di sovrastima.

Le alghe coloniali sono state contate sia come singolo individuo (colonia) sia come cellule che lo compon-

Tab. II. Corrispondenza tra i valori di clorofilla *a* e i volumi di campione sedimentato (da HOEHN *et al.*, 1998)

clorofilla <i>a</i> (µg/L)	campione sedimentato (mL)
0-0,5	100
0,5-2	50
2-5	25
5-10	10
> 10	< 10

gono.

Organismi algali di una certa dimensione e di forma irregolare (ad esempio *Ceratium hirundinella* (Muel-ler) Schrank e *Peridinium* sp. Ehrenberg) sono stati sempre contati a fondo camera a causa della loro sedimentazione non uniforme.

La determinazione sistematica è stata eseguita al massimo livello tassonomico possibile, compatibilmente con i bassi ingrandimenti impiegati, utilizzando le chiavi indicate in bibliografia (AA.VV., 1988; BOURRELLY, 1968, 1972; Ettl e GÄRTNER, 1988; GERMAIN, 1981; KÄRNTNER INSTITUT FÜR SEENFORSCHUNG, 1984; ANAGNOSTIDIS e KOMAREK, 1988; KOMAREK e ANAGNOSTIDIS, 1998; STARMACH, 1985; JAVORNICKÝ, 2001; NOVVARINO *et al.*, 1994); ove mancava la sicurezza nella determinazione della specie, ci si è riferiti al genere.

I conteggi sono stati inseriti in appositi fogli elettronici per il calcolo della densità unitaria (ind./L o cell./L) tenendo conto della superficie della camera di sedimentazione, dell'ingrandimento utilizzato, del numero di campi o transetti esaminati e del volume di campione sedimentato, utilizzando la seguente formula:

$$\text{individui / litro} = \frac{N * S_t}{(S_c * n * V)} * 1000$$

in cui :

N = numero di individui (o cellule) contati

S_t = superficie totale della camera di sedimentazione (mm²)

S_c = superficie "contata", ossia superficie del campo o del transetto (mm²)

n = numero di campi o transetti

V = volume sedimentato (mL).

Dopo aver misurato le dimensioni rilevanti del maggior numero possibile di cellule dei vari taxa algali utilizzando un analizzatore di immagini, se ne è calcolato il volume, adeguandoli a figure geometriche (ROTT 1981, HILLEBRAND *et al.*, 1999) ed inserendo le formule e le misure in un apposito foglio di calcolo. La stima del biovolume totale relativamente a ciascun taxon è stata ottenuta moltiplicando il volume unitario cellulare per il numero totale di cellule.

Il computo totale del biovolume è stato ottenuto come segue:

$$V_t = \sum_{j=1}^n N_j * V_j$$

dove:

V_t = biovolume totale (mm³/L)

N_j = numero di organismi/L del taxon j-esimo

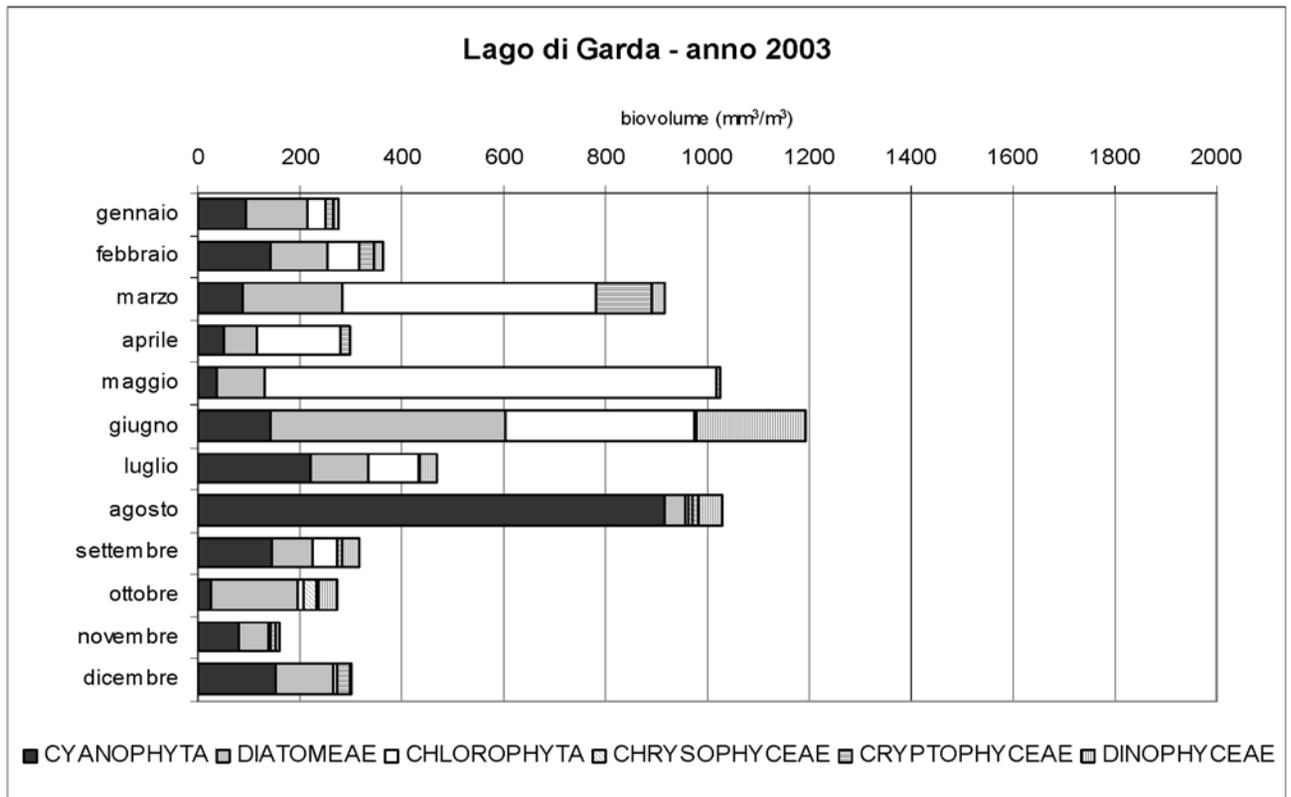


Fig. 1. Andamento del popolamento fitoplanctonico nel lago di Garda relativamente alla colonna integrata 0-20 m.

V_j = volume di un individuo o di una cellula del taxon j-esimo (μm^3).

Il biovolume di ciascun taxon è stato calcolato di mese in mese a causa della variabilità della dimensione delle cellule algali. Per le alghe filamentose caratterizzate da cellule piccole ($<10 \mu\text{m}$ di lunghezza) si è scelto di misurare l'intero filamento (minimo 20 individui scelti a caso nella camera).

I dati di biovolume algale ricavati sono stati in seguito usati per stimare lo stato trofico secondo le indicazioni fornite da ROTT (1984), HAKANSON (1980) e WILLEN (2000).

Le informazioni ottenute sono state confrontate con quelle derivate dall'applicazione dei più comuni indici di stato trofico (OECD, 1982; CARLSON, 1977; CARLSON e SIMPSON, 1996).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Le analisi sono state effettuate da tre operatori diversi che si sono scrupolosamente attenuti al protocollo approntato: per verificare la ripetibilità dei conteggi tra operatori e tra repliche dei campioni sono state effettuate alcune conte di intercalibrazione che hanno confermato un C.V. massimo del 20%.

Analisi del popolamento fitoplanctonico del lago di Garda

I dati relativi al popolamento fitoplanctonico del lago di Garda mostrano nel complesso valori piuttosto contenuti, con l'eccezione dei mesi di marzo, maggio, giugno e agosto in cui la biomassa algale si avvicina e supera i $1000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ (Fig. 1).

In marzo infatti il valore di biovolume arriva a $917 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ a causa della massiccia presenza delle Chlorophyta, rappresentate in massima parte da *Mougeotia* sp. Agardh. Sempre in marzo risultano abbondanti le Cryptophyceae, rappresentate soprattutto da *Cryptomonas erosa/reflexa* Ehrenberg, Skuja e da *Rhodomonas lacustris* Pascher & Ruttner. In aprile i valori di biovolume ritornano ad essere contenuti, mentre in maggio superano i $1000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ a causa della notevole presenza nuovamente di *Mougeotia* sp. Il picco annua-

le di biomassa algale riscontrato in giugno ($1193 \text{ mm}^3/\text{m}^3$) è dovuto soprattutto all'apporto delle Diatomeae (*Fragilaria crotonensis* Kitton ed *Asterionella formosa* Hassal) e delle Dinophyceae (*Ceratium hirundinella*); inoltre risultano ancora abbondanti le Chlorophyta. Nel mese di luglio i valori di biovolume ritornano ad abbassarsi e comincia ad aumentare l'apporto delle Cyanophyta. In agosto si assiste ad un nuovo incremento di biovolume, che raggiunge un valore di $1030 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ ed è dovuto per quasi il 90% alle Cyanophyta, in particolare al complesso *Planktothrix rubescens/agardhii* Anagnostidis e Komarek. Da settembre in poi il popolamento fitoplanctonico del lago diminuisce sensibilmente.

Confrontando i valori di biovolume riscontrati nei campioni relativi alla colonna integrata a profondità fissa (0-20 m) con quelli relativi alla colonna integrata di profondità corrispondente alla zona eufotica (Tab. III), non si riscontrano differenze significative nei mesi di maggio, giugno, agosto e settembre, dove peraltro è anche minima la differenza dell'altezza della colonna investigata. Nei mesi di luglio e ottobre, il biovolume della colonna 0-20 m risulta più alto di quello relativo alla zona eufotica; in particolare in ottobre il campione relativo alla zona eufotica, calcolata di 30 metri, presenta un biovolume minore rispetto alla colonna 0-20 metri, come a dire che sotto i venti metri la densità algale diminuisce rapidamente. Viceversa nel campionamento di maggio, dove la zona eufotica era rappresentata dallo strato 0-9 metri, il biovolume risulta minore (-21%) rispetto a quello dello strato 0-20 metri, indicando la presenza significativa di alghe anche al di sotto di quella che è stata definita la zona eufotica.

Pertanto per il lago di Garda, si può concludere che lo strato 0-20 m è esaustivo della produttività algale in esso presente, come già osservato in un precedente lavoro di tesi (MONTANARI, 2002).

È stata effettuata l'analisi dell'andamento stagionale dei gruppi maggiormente rappresentati in termini di biovolume.

Le Cyanophyta (Fig. 2) evidenziano valori di biomassa sempre maggiori nei campioni relativi alla colonna 0-20 m nel periodo estivo: questo fatto è imputa-

Tab. III. Confronto tra i biovolumi riscontrati nei campioni relativi alla colonna integrata di profondità corrispondente alla zona eufotica con quelli relativi alla colonna integrata a profondità fissa (0-20 m) nel lago di Garda.

	maggio	giugno	luglio	agosto	settembre	ottobre
ampiezza zona eufotica (m)	0-24	0-17	0-9	0-16,5	0-17	0-30
biovolume zona eufotica (mm^3/m^3)	927	1130	346	954	319	168
biovolume colonna 0-20m (mm^3/m^3)	1023	1193	465	1030	316	273
deviazione standard	68	45	84	54	2	74
CV	7	4	21	5	1	34

bile al particolare comportamento ecologico degli organismi appartenenti al complesso *Planktothrix rubescens/agardhii* che sono i cianobatteri in assoluto maggiormente rappresentati nel lago di Garda. Questi organismi contengono pigmenti specifici che conferiscono loro la capacità di captare in modo efficiente la radiazione luminosa anche a bassa lunghezza d'onda. Inoltre *Planktothrix rubescens/agardhii* può essere considerata una specie stenoterma fredda, quindi adattata a bassi valori di temperatura (FINDENEGG, 1974); nei mesi con stratificazione termica è nota la sua tendenza ad addensarsi al margine inferiore del metalimnio, al limite della zona eufotica dove trova le condizioni di temperatura e di luce più adatte; risulta quindi più abbondante nella colonna 0-20 m. Nel periodo autunnale, quando diminuisce la temperatura negli strati superficiali, si nota invece una omogenea distribuzione

di *Planktothrix rubescens/agardhii* lungo la colonna d'acqua e non si evidenziano differenze fra le due colonne esaminate.

Le Diatomeae (Fig. 3) si distribuiscono in maniera abbastanza omogenea lungo la colonna; questo gruppo è avvantaggiato nei periodi di piena circolazione (primavera e autunno) perché sfrutta i movimenti delle masse d'acqua per mantenersi a galla e quindi avere a disposizione nutrienti e radiazione luminosa.

L'analisi dell'andamento stagionale nel periodo maggio-ottobre rispecchia le loro abitudini ecologiche, in quanto si nota una netta diminuzione quando aumenta la stabilità della colonna d'acqua. Nel complesso risultano più abbondanti nella colonna 0-20 metri.

Le Chlorophyta (Fig. 4) sono rappresentate in massima parte da *Mougeotia sp.* Il grande sviluppo di quest'alga risulta favorito sia dalla sua buona capacità

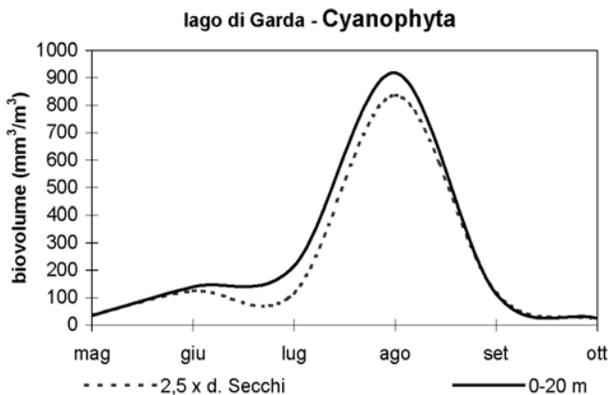


Fig. 2. Lago di Garda: andamento nel periodo produttivo (maggio-ottobre) del gruppo delle Cyanophyta nelle colonne 0-20 m e 2,5 x DS.

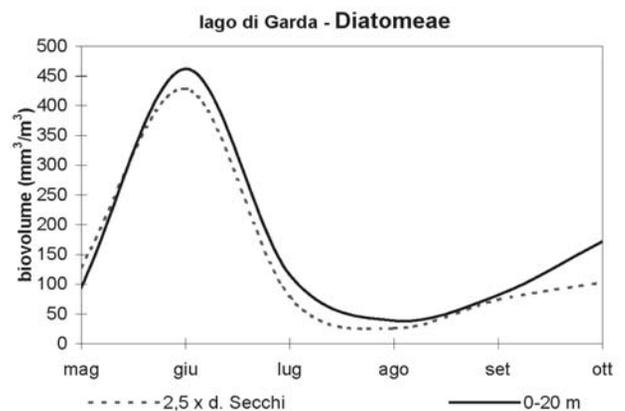


Fig. 3. Lago di Garda: andamento nel periodo produttivo (maggio-ottobre) del gruppo delle Diatomeae nelle colonne 0-20 m e 2,5 x DS.

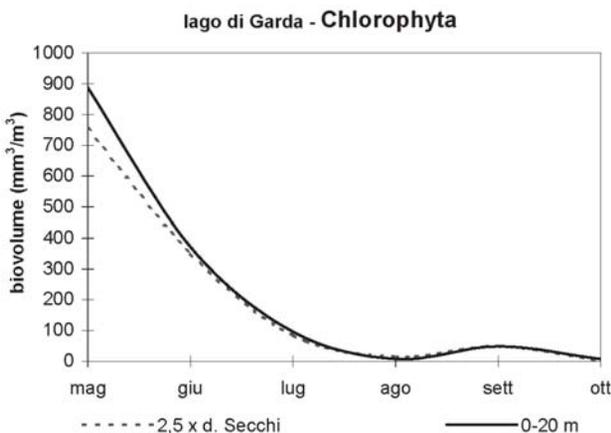


Fig. 4. Lago di Garda: andamento nel periodo produttivo (maggio-ottobre) del gruppo delle Chlorophyta nelle colonne 0-20 m e 2,5 x DS.

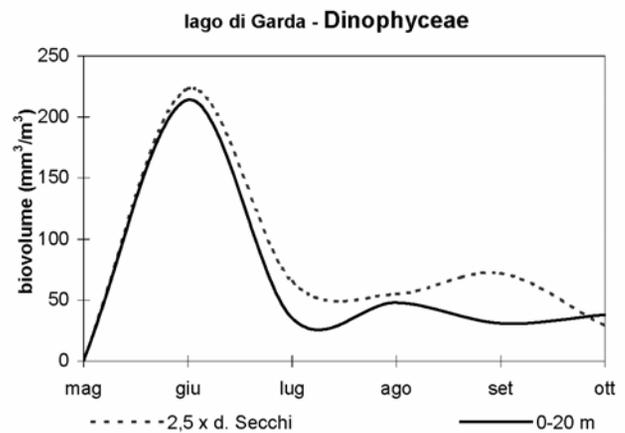


Fig. 5. Lago di Garda: andamento nel periodo produttivo (maggio-ottobre) del gruppo delle Dinophyceae nelle colonne 0-20 m e 2,5 x DS.

di competere per il fosforo (SOMMER, 1987), sia dalla sua resistenza alla predazione (grazing), sia dalla tendenza a non cadere verso il fondo (sinking) (SALMASO, 2000).

Nel periodo primaverile, che è quello di maggior sviluppo di *Mougeotia* sp., il biovolume risulta superiore nella colonna 0-20 metri mentre per tutta l'estate e l'inizio dell'autunno la distribuzione è molto omogenea.

Le Dinophyceae (Fig. 5) sono uniformemente distribuite in primavera, mentre in estate sono più abbondanti nella zona eufotica.

Questo fatto è dovuto prevalentemente alle condizioni ottimali per il loro sviluppo riscontrate negli strati più superficiali. Infatti, la crescita lenta di queste grandi specie fa sì che si sviluppino preferenzialmente in condizioni di stabilità della colonna di acqua; inoltre molti di questi organismi sono in grado di regolare il galleggiamento e si muovono verticalmente per sfruttare le risorse offerte dall'intera colonna a seconda delle loro esigenze ecologiche (HARRIS, 1994).

Analisi del popolamento fitoplanctonico del lago di Caldonazzo

I dati relativi al popolamento fitoplanctonico del lago di Caldonazzo mettono in evidenza una biomassa che si mantiene moderatamente contenuta (inferiore a $1000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$) nella maggior parte dei campionamenti effettuati (Fig. 6). La media di tutti i prelievi risulta infatti pari a $653 \text{ mm}^3/\text{m}^3$, ma durante l'anno è stato possibile evidenziare un picco di quasi $2000 \text{ mm}^3/\text{m}^3$ in aprile.

Nel resto dell'anno, valori più consistenti di biomassa algale sono stati registrati in marzo, luglio e novembre; i mesi invernali ed anche la maggior parte di quelli estivi sono invece stati caratterizzati da una bassa produttività.

Dal punto di vista della composizione della comunità algale, si può rilevare come il gruppo delle Diatomeae risulti dominante durante la maggior parte dell'anno; sono proprio queste alghe infatti a determinare i picchi di biomassa primaverili e autunnali ed inoltre sono presenti in grande quantità anche nel campionamento di luglio. Il gruppo delle Diatomeae nel lago di Caldonazzo è rappresentato soprattutto dalle specie *Asterionella formosa* (responsabile degli alti valori di biovolume del mese di novembre), *Fragilaria croto-*

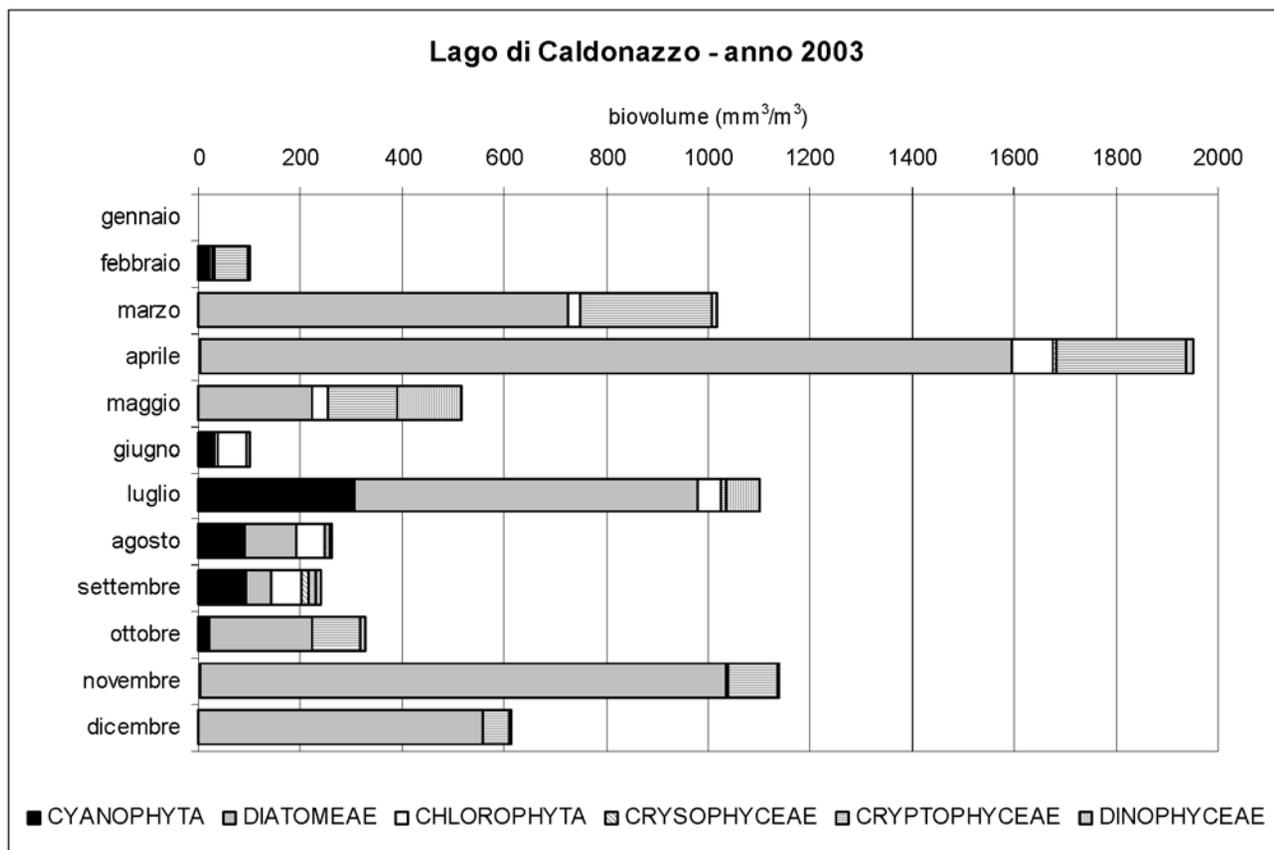


Fig. 6. Andamento del popolamento fitoplanctonico nel lago di Caldonazzo relativamente alla colonna integrata 0-20 m.

Tab. IV. Confronto tra i biovolumi riscontrati nei campioni relativi alla colonna integrata di profondità corrispondente alla zona eufotica con quelli relativi alla colonna integrata a profondità fissa (0-20 m) nel lago di Caldonazzo.

	maggio	giugno	luglio	agosto	settembre	ottobre
ampiezza zona eufotica (m)	0-15	0-12,5	0-9	0-8,5	0-9,5	0-20
biovolume zona eufotica (mm³/m³)	484	152	1272	250	304	327
biovolume colonna 0-20m (mm³/m³)	514	101	1099	263	239	327
deviazione standard	21	37	122	9	46	0
CV	4	29	10	3	17	0

nensis e da *Cyclotella* sp. Kuetzing, quest'ultima abbondantissima durante i mesi primaverili.

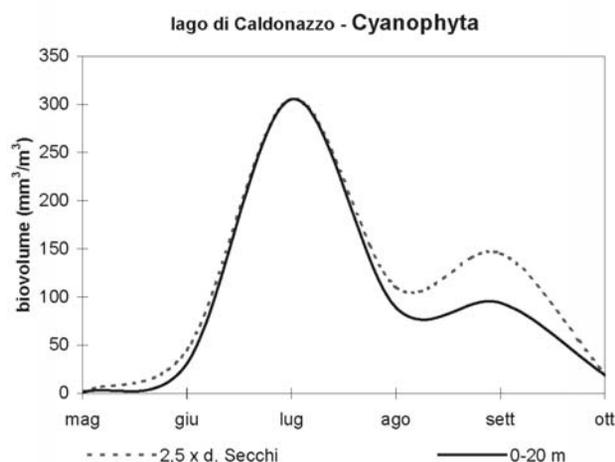
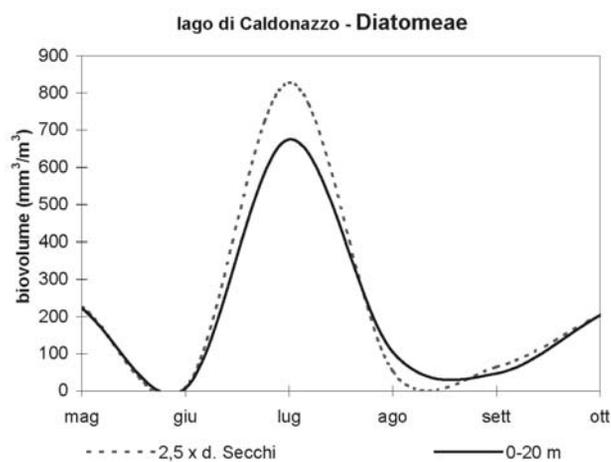
Le Cryptophyceae costituiscono un altro gruppo algale presente nel lago praticamente tutto l'anno, seppure in certi mesi con valori di biovolume molto bassi; tra queste, vanno ricordate in particolare *Cryptomonas erosa/reflexa*, *Cryptomonas marssonii* Skuja, *Cryptomonas rostriformis* Skuja, *Plagioselmis nannoplantica* (Skuja) Novarina & Lucas e *Rhodomonas minuta* Skuja. Anche gli organismi appartenenti al gruppo delle Dinophyta (*Ceratium hirundinella*, *Peridinium inconspicuum* Lemmermann e *Peridinium aciculiferum* Lemmermann, *Gymnodinium helveticum* e *Glenodinium* sp. (Ehrenberg) Stein) sono presenti in tutti i campionamenti dell'anno ma non raggiungono mai valori di biovolume particolarmente significativi.

Le Chlorophyta sono in generale poco presenti in termini di biomassa nel lago di Caldonazzo ed anche come percentuali relative non costituiscono mai un gruppo abbondante; sono state trovate soprattutto nei mesi tardo-primaverili ed estivi e risultano rappresentate in particolare da *Coelastrum reticulatum* Dangeard e *Coelastrum astroideum* De Notaris, *Elakatothrix* spp., *Lagheremia* spp. e *Oocystis* spp.

Per quanto riguarda le Cyanophyta, questo gruppo è presente nei mesi che vanno da giugno ad ottobre; risulta rappresentato da specie coloniali non filamentose con cellule di pochissimi micron di diametro (*Aphanocapsa* spp. Naegeli, *Microcystis* spp. Kuetzing ex Lemmarmann, *Coelosphaerium kuetzingianum* Naegeli) e che pertanto non incidono in maniera notevole sul biovolume algale pur risultando molto abbondanti in termini di cellule/litro.

Confrontando i valori di biovolume riscontrati nei campioni relativi alla colonna integrata a profondità fissa (0-20 m) con quelli relativi alla colonna integrata di profondità corrispondente alla zona eufotica (Tab. IV), non si riscontrano sostanziali differenze: il coefficiente di variazione tra i campioni dello stesso mese, infatti, varia da un minimo di 3 in agosto ad un massimo di 29 in giugno, dove il biovolume relativo alla colonna 0-12,5 metri risulta più alto rispetto a quello relativo alla colonna fissa; nel mese di ottobre la zona eufotica coincide con la colonna 0-20 metri.

Nei grafici è riportato il confronto tra le successioni dei singoli gruppi nei vari mesi, tenendo conto che in ottobre la zona eufotica è coincisa con la colonna fissa

**Fig. 7.** Lago di Caldonazzo: andamento nel periodo produttivo (maggio-ottobre) del gruppo delle Cyanophyta nelle colonne 0-20 m e 2,5 x DS.**Fig. 8.** Lago di Caldonazzo: andamento nel periodo produttivo (maggio-ottobre) del gruppo delle Diatomeae nelle colonne 0-20 m e 2,5 x DS.

0-20 metri.

Le Cyanophyta (Fig. 7) sono tipiche del periodo estivo-autunnale; risultano distribuite in maniera uniforme nella colonna fissa 0-20 metri e nella zona eufotica durante la primavera e i primi mesi dell'estate, mentre a partire da agosto tendono ad essere più concentrate nella colonna determinata come 2,5 x Disco di Secchi (che in questi mesi ha uno spessore sempre inferiore alla colonna fissa).

La differenza sembra essere determinata dalle Cyanophyta coloniali *Microcystis* spp. e *Coelosphaerium kuetszingianum* che sono più abbondanti in questi mesi negli strati più superficiali.

Le Diatomeae (Fig. 8), normalmente più abbondanti nel periodo primaverile e autunnale perché avvantaggiate dalle condizioni di rimescolamento, presentano un picco nel mese di luglio dovuto a *Fragilaria crotonensis*, che risulta decisamente più concentrata negli strati superficiali.

Le Cryptophyceae (Fig. 9) risultano molto più abbondanti in primavera e in autunno, mentre in estate sono presenti con valori di biovolume bassissimi; la loro distribuzione nelle colonne esaminate sembra molto irregolare, anche se nel mese di maggio vi è una maggiore concentrazione nella colonna 0-20 metri rispetto alla zona eufotica (0-15 metri) a testimonianza di un accumulo negli strati più profondi di *Cryptomonas erosa/reflexa*, *Cryptomonas marssonii*, *Plagioselmis nannoplanctica* e *Rhodomonas minuta*.

Le Dinophyceae (Fig. 10) sono maggiormente presenti nella zona eufotica fino ad agosto con differenze che risultano davvero notevoli nel mese di giugno (52 mm³/m³ nella colonna 0-12,5 metri contro 5 mm³/m³ nella colonna 0-20 metri).

Evidentemente questi organismi, in grado di muoversi con facilità lungo la colonna d'acqua, trovano le condizioni migliori per il loro sviluppo negli strati più superficiali.

Analisi del popolamento fitoplanctonico del lago di Serrai

L'analisi del popolamento fitoplanctonico del lago di Serrai (Fig. 11) evidenzia una notevole produttività algale.

In aprile i valori di biovolume hanno raggiunto un picco di 6000 mm³/m³ mentre in settembre ed ottobre hanno superato i 3500 mm³/m³; in ogni caso, anche al di là di questi picchi, la biomassa fitoplanctonica del lago risulta sempre molto elevata e supera molto spesso i 2000 mm³/m³, valore limite secondo diversi autori per considerare un lago eutrofico utilizzando come indicatore di stato trofico la produttività algale.

La composizione del popolamento fitoplanctonico nei mesi primaverili è costituita quasi esclusivamente

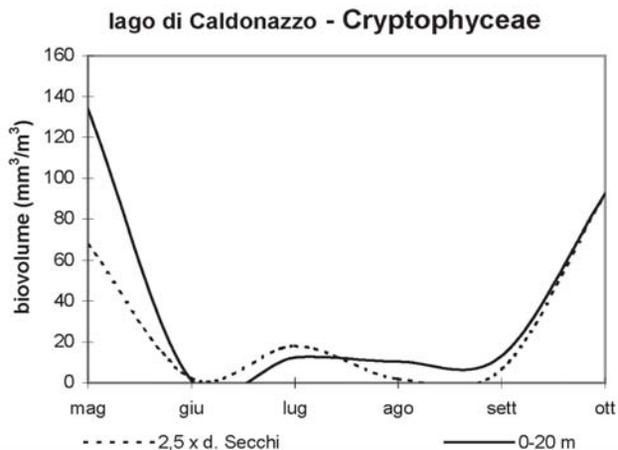


Fig. 9. Lago di Caldonazzo: andamento nel periodo produttivo (maggio-ottobre) del gruppo delle Cryptophyceae nelle colonne 0-20 m e 2,5 x DS.

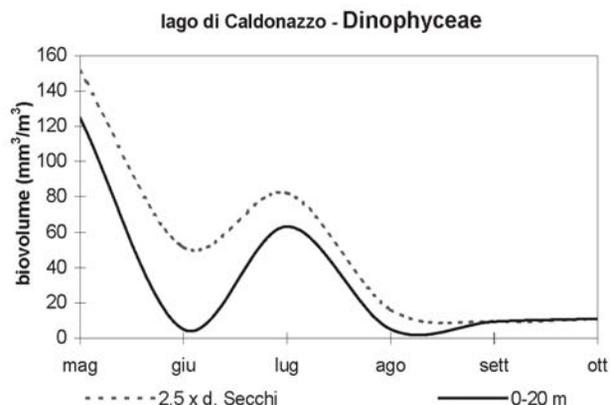


Fig. 10. Lago di Caldonazzo: andamento nel periodo produttivo (maggio-ottobre) del gruppo delle Dinophyceae nelle colonne 0-20 m e 2,5 x DS.

dal gruppo delle Cryptophyceae, soprattutto con *Cryptomonas rostratiformis*. In giugno cominciano ad essere presenti in maniera massiccia le Dinophyceae (*Ceratium hirundinella* in particolare), le quali sono presenti con valori importanti fino ad agosto; in questo stesso mese risultano avere un peso notevole sul biovolume totale anche le Chlorophyta, soprattutto con *Mougeotia* sp., che da sola costituisce il 57% della biomassa fitoplanctonica totale.

A settembre ed ottobre si assiste alla dominanza delle Cyanophyta (*Aphanizomenon yezoense* Watanabe in particolare, secondariamente *Anabaena spiroides* Klebahn e *Anabaena circinalis* Rabenhorst ex Bornet & Flahault).

Per il lago di Serrai è stata campionata solo la zona eufotica (2,5 x Disco Secchi) a causa della sua esigua profondità che non rende significativa l'adozione di una colonna fissa di campionamento.

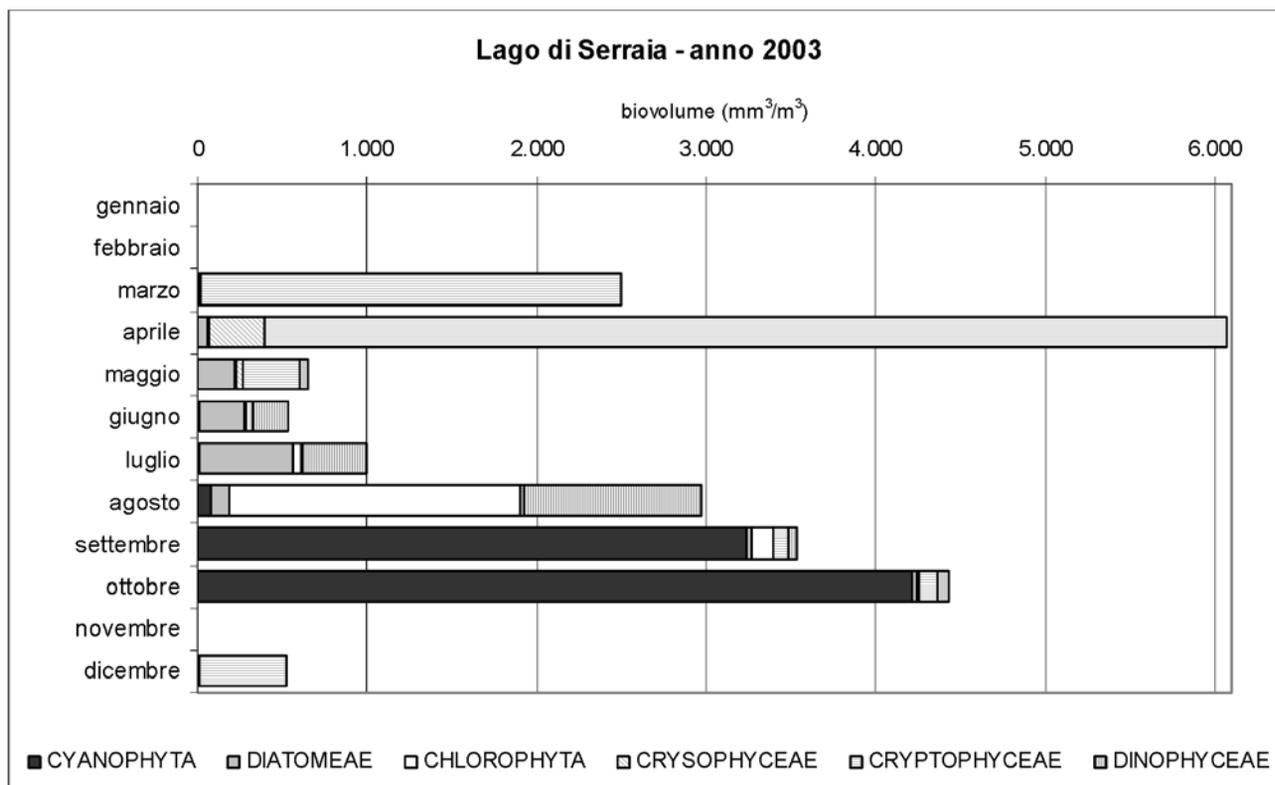


Fig. 11. Andamento del popolamento fitoplanctonico nel lago di Serrai per la colonna relativa alla zona eufotica.

Confronto tra indici di stato trofico

Gli indicatori di stato trofico comunemente utilizzati nella classificazione delle acque dei laghi (clorofilla *a*, fosforo totale, trasparenza e ossigeno disciolto) possono essere affiancati dall'analisi del biovolume del popolamento fitoplanctonico.

Il confronto tra la classificazione trofica ottenuta applicando i principali indici che utilizzano clorofilla *a*, trasparenza e fosforo e quella ricavata dai valori di biovolume algale è riassunto nella tabella V.

Il lago di Garda mostra nel complesso una condizione di mesotrofia; gli indici basati sulla clorofilla e sul fosforo spingono la classificazione verso la mesotrofia, mentre i valori di trasparenza indicano uno stato trofico più basso. Per quanto riguarda il biovolume algale, le indicazioni proposte da Rott e da Willen classificano il lago di Garda come mesotrofico, mentre l'interpretazione proposta da Hakanson indica una condizione di oligotrofia. Non si rilevano differenze di classificazione tra i valori ottenuti considerando la colonna fissa 0-20 metri e quelli ottenuti considerando lo strato eufotico.

Nel lago di Caldonazzo le indicazioni fornite dalla popolazione algale sono fortemente condizionate dai bassi valori di biovolume riscontrati nel periodo estivo, in quanto il popolamento è caratterizzato soprattutto da

Cyanophyta coloniali coccali con cellule di piccole dimensioni. Considerando che i valori di clorofilla *a* conducono ad una classificazione di mesotrofia, si può ipotizzare che in questo caso la quantità di questo pigmento sia direttamente correlabile alla superficie esposta alla luce (che è elevata in cellule sferiche di piccolo diametro) e quindi al numero di cellule, piuttosto che al biovolume totale. Anche in questo caso comunque non si riscontrano differenze tra le due colonne esaminate.

Le indicazioni proposte da Rott, che considera la media di tutti i campionamenti effettuati durante l'anno, portano invece il lago di Caldonazzo ad una classificazione di mesotrofia, come quasi tutti gli indici tradizionali.

Per quanto riguarda il lago della Serrai, il complesso degli indicatori porta ad una definizione di netta eutrofia.

Gli indici proposti da Hakanson e Willen prescrivono di considerare il biovolume medio del periodo produttivo maggio-ottobre. A nostro parere il quadro dello stato trofico così ottenuto andrebbe rivisto alla luce delle ovvie differenze tra la localizzazione geografica dei laghi considerati in questo lavoro e quella dei laghi svedesi sui quali questi indici sono stati tarati: il periodo produttivo infatti alle nostre latitudini po-

trebbe essere più correttamente individuato nei mesi che vanno da marzo ad ottobre e verrebbe quindi a comprendere la fioritura primaverile di diatomee. Alla

luce di queste considerazioni, la media del periodo produttivo considerando il campionamento relativo alla colonna 0-20 m diventerebbe per il lago di Garda di

Tab. V. Confronto tra la classificazione trofica ottenuta applicando i principali indici che utilizzano clorofilla "a", trasparenza e fosforo e quella ricavata dai valori di biovolume algale.

	GARDA		CALDONAZZO		SERRAIA
TSI <i>Chla</i>	mesotrofico (42,2)		mesotrofico (44,2)		eutrofico (61,5)
TSI <i>DS</i>	oligotrofico (26,2)		oligotrofico (34,8)		mesotrofico (44)
TSI <i>TP</i>	mesotrofico 0-fondo (47,4)	oligo-mesotrofico 0-20m (40)	eutrofico 0-fondo (52,2)	mesotrofico 0-20m (44,2)	eutrofico (59,7)
OECD (P medio µg/l)	mesotrofico 0-fondo (20)	mesotrofico 0-20 m (12)	mesotrofico 0-fondo (28)	mesotrofico 0-20 m (16)	eutrofico (47,2)
OECD (chla media µg/l)	mesotrofico (3,3)		mesotrofico (4)		eutrofico (23,3)
OECD (chla max µg/l)	oligotrofico (7,4)		mesotrofico (10,9)		eutrofico (43,1)
OECD (DS medio m)	oligotrofico (10,4)		mesotrofico (5,7)		meso-eutrofico (3)
OECD (DS min m)	oligotrofico (3,5)		oligotrofico (3,4)		iper-eutrofico (1,4)
	colonna 0-20 m	2,5 x disco Secchi	colonna 0-20 m	2,5 x discoSecchi	2,5 x disco Secchi
ROTT	mesotrofico	mesotrofico	mesotrofico	mesotrofico	eutrofico
HAKANSON	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico	eutrofico
WILLEN	mesotrofico	mesotrofico	oligotrofico	oligotrofico	eutrofico I
	GARDA		CALDONAZZO		SERRAIA
TSI <i>Chla</i>	mesotrofico (42,2)		mesotrofico (44,2)		eutrofico (61,5)
TSI <i>DS</i>	oligotrofico (26,2)		oligotrofico (34,8)		mesotrofico (44)
TSI <i>TP</i>	mesotrofico 0-fondo (47,4)	oligo-mesotrofico 0-20m (40)	eutrofico 0-fondo (52,2)	mesotrofico 0-20m (44,2)	eutrofico (59,7)
OECD (P medio µg/l)	mesotrofico 0-fondo (20)	mesotrofico 0-20 m (12)	mesotrofico 0-fondo (28)	mesotrofico 0-20 m (16)	eutrofico (47,2)
OECD (chla media µg/l)	mesotrofico (3,3)		mesotrofico (4)		eutrofico (23,3)
OECD (chla max µg/l)	oligotrofico (7,4)		mesotrofico (10,9)		eutrofico (43,1)
OECD (DS medio m)	oligotrofico (10,4)		mesotrofico (5,7)		meso-eutrofico (3)
OECD (DS min m)	oligotrofico (3,5)		oligotrofico (3,4)		iper-eutrofico (1,4)
	colonna 0-20 m	2,5 x disco Secchi	colonna 0-20 m	2,5 x discoSecchi	2,5 x disco Secchi
ROTT	mesotrofico	mesotrofico	mesotrofico	mesotrofico	eutrofico
HAKANSON	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico	oligotrofico	eutrofico
WILLEN	mesotrofico	mesotrofico	oligotrofico	oligotrofico	eutrofico I

Tab. VI. confronto tra le classificazioni trofiche dei tre laghi secondo le indicazioni di Hakanson e Willen (media maggio-ottobre) e considerando un periodo produttivo più adatto alle nostre latitudini (media marzo-ottobre).

media biovolume **maggio-ottobre**

	mm ³ /m ³	classif. secondo Hakanson	classif. secondo Willen
lago di Garda	718	oligotrofico	mesotrofico
lago di Caldonazzo	424	oligotrofico	oligotrofico
lago di Serraia	2185	eutrofico	eutrofico I

media biovolume **marzo-ottobre**

	mm ³ /m ³	classif. secondo Hakanson	classif. secondo Willen
lago di Garda	692	oligotrofico	mesotrofico
lago di Caldonazzo	689	oligotrofico	mesotrofico
lago di Serraia	2710	ipertrofico	eutrofico II

692 contro 718 mm³/m³, per il lago di Caldonazzo di 689 mm³/m³ contro 424, per il lago di Serrai di 2710 contro 2185 mm³/m³.

Queste modifiche varierebbero la classificazione dello stato trofico per il lago di Caldonazzo, per il quale si passerebbe da oligotrofia a mesotrofia, e per il lago della Serrai, per il quale si passerebbe da eutrofia a ipertrofia secondo Hakanson, e da eutrofia I ad eutrofia II secondo Willen (vedi tabella VI).

CONCLUSIONI

In conclusione l'analisi del popolamento fitoplanctonico e relativa stima in termini di biovolume:

1. dà utili indicazioni per la definizione di stato trofico di un ecosistema lacustre;
2. contribuisce a chiarire alcuni aspetti che non emergono direttamente dall'analisi della clorofilla: ad esempio il lago di Caldonazzo nel periodo estivo

presenta elevata attività fotosintetica (con elevate produzioni di ossigeno superficiale) non supportata da alti valori di biovolume. Nel lago di Garda, al contrario, si assiste in alcuni periodi a valori contenuti di clorofilla a fronte di una produttività algale di rilievo (come accade ad esempio nel mese di agosto quando la biomassa algale è sostenuta soprattutto dal complesso *Planktothrix rubescens/agardhii*, caratterizzato da un corredo fotosintetico peculiare);

3. ottempera a quanto previsto dalla direttiva 2000/60 CE per quanto attiene la definizione di stato ecologico dei laghi attraverso gli elementi di qualità biologica;
4. dopo un periodo di collaudo del protocollo di lavoro e previa un'adeguata conoscenza dei gruppi tassonomici, risulta una metodica relativamente speditiva, applicabile ad una rete di monitoraggio di routine dei laghi in associazione con i principali parametri chimico-fisici.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1988. *Kompndium für undervisingen. Limnologi Phytoplankton*. Bildbel. Limnologiska Institutionen, Uppsala, 133 pp.
- ANAGNOSTIDIS K., KOMÁREK J., 1988. Modern approach to the classification system of Cyanophytes 3-Oscillatoriales. *Arch. Hydrobiol. Suppl.* **80** (1-4): 327-472.
- BOURRELLY P., 1968. *Les algues d'eau douce. Bd. 2, Les algues jaunes et brunes. Chrysophycees, Phaeophycées, Xanthophycées et Diatomées*. N. Boubée e Cie, Paris, 517 pp.
- BOURRELLY P., 1972. *Les algues d'eau douce. Bd. 1, Les algues vertes*. N. Boubée et Cie, Paris, 569 pp.
- CARLSON R.E., 1977. A trophic state index for lakes. *Limnol. and Ocean.* **22**: 361-369.
- CARLSON R.E., SIMPSON J., 1996. *A co-ordinator's guide to volunteer lake monitoring methods*. North American Lake Management Society, 96 pp.
- ETTL H., GÄRTNER G., 1988. *Süßwasserflora von Mitteleuropa - Chlorophyta II - Tetrasporales, Chlorococcales, Gloeodendrales*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 437 pp.
- FINDENEGG I. 1974. Über die Lichtansprüche planktischer Süßwasseralggen. *Sitzungsberichte der Akademie der Wissenschaften in Wien*, **155**: 159-171.
- GERMAIN H., 1981. *Flore des Diatomées - Diatomophycées*. Société Nouvelle des Editions Boubée, Paris.
- HARRIS G., 1994. Ecologia del fitoplancton. Strutture, funzioni e fluttuazioni. In: *Ecologia e scienze ambientali*. C.L.U., Bologna, 256 pp.
- HAKANSON L., 1980. An ecological risk index for aquatic pollution control. A sedimentological approach. *Water research* **14**: 975-1001.
- HILLEBRAND H., DURSELEN C.D., KIRSCHTEL D., POLLINGER U., ZOHARY T., 1999. Biovolume calculation for pelagic and benthic microalgae. *J. Phycol.* **35**: 403-424.
- HOEHN E., CLASEN J., SCHARF W., KETELAARS H., NIENHÜSER A., HORN H., KERSKEN H., EWIG B., 1998. *Erfassung und bewertung von planktonorganismen*. Arbeitsgemeinschaft Trinkwassersperren e. V. Arbeitskreis Biologie. Oldenbourg, München, 151 pp.
- JAVORNICKÝ P., 2001. Freshwater *Rhodomonas* (Chryptophyceae). *Algological Studies*, **102**: 93-116.
- KÄRNTNER INSTITUT FÜR SEENFORSCHUNG, 1984. *Leitfaden zur Bestimmung der Planktischen Algen der Kärntner Seen und ihrer Biomasse*. Gerhild Deisinger Klagenfurt, 64 pp.
- KOMÁREK J., ANAGNOSTIDIS K., 1998. *Süßwasserflora von Mitteleuropa - Cyanoprokaryota I. Teil: Chroococcales*. Gustav Fischer Verlag, Jena, Stuttgart, Lübeck, Ulm, 512 pp.
- LUND J.W.G., KIPLING C., LE CREN E.D., 1958. The inverted microscope method of estimating algal numbers and the statistical basis of estimations by counting. *Hydrobiologia* **11**: 143-170.
- MONTANARI P., 2002. *Stagionalità e stratificazione del fitoplancton in una postazione di monitoraggio dell'alto lago di Garda*. Tesi di laurea in Sc. Naturali, Univ. di Milano, 103 pp.
- NOVARINO G., LUCAS I.A.N., MORRALL S., 1994. Observations on the genus *Plagioselmis* (Cryptophyceae). *Cryptogamie Algol.*, **15** (2): 87-107.
- O.E.C.D., 1982. *Eutrophication of lakes: monitoring, assessment and control*. OECD, Paris, 150 pp.
- ROTT E., 1981. Some results from phytoplankton counting intercalibration. *Schweiz. Z. Hydrol.* **43** (1): 34-62.
- ROTT E., 1984. Phytoplankton as biological parameter for the trophic characterisation of lakes. *Verh. Internat. Verein. Limnol.* **22**: 1078-1085.

- SALMASO N., 2000. Factors affecting the seasonality and distribution of cyanobacteria and chlorophytes: a case study from the large lakes south of the Alps, with special reference to Lake Garda. *Hydrobiologia* **438**: 43-63.
- SOMMER U., 1987. Factors controlling the seasonal variation in phytoplankton species composition. A case study for a deep, nutrient rich lake. *Prog. Phyc. Res.* **5**: 123-178.
- STARMACH K., 1985. *Süßwasserflora von Mitteleuropa - Chrysophyceae und Haptophyceae*. Gustav Fischer Verlag, Jena, 515 pp.
- UTERMÖHL H., 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. *Mitt. Int. Ver. Limnol.* **9**: 1-38.
- WILLEN E., 2000. Phytoplankton in water quality assessment - an indicator concept. In: Heinonen P., Ziglio G., Van der Becken A.(eds.), *Hydrological and Limnological Aspects of lake monitoring*. Wiley: 62-80.

Segnalazione del successo riproduttivo della Lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) in Provincia della Spezia

Luca Ciuffardi^{1*}, Ivano Bassani²

¹ Via Tino Paggi, 18 – 16039 Sestri Levante (GE)

² Polizia Provinciale della Spezia Sezione Faunistica – Via Vittorio Veneto, 2 – 19124 La Spezia

* Referente per la corrispondenza (lucaciuffardi@libero.it)

Pervenuto il 28.3.2005; accettato l'11.7.2005

Riassunto

Negli ultimi decenni, sia in Provincia della Spezia che nel resto d'Italia non era più stato accertato nessun evento riproduttivo della Lampreda di mare. Nel dicembre 2004, però, nel Canale Lunense in Comune di S. Stefano Magra (SP) sono stati rinvenuti 112 esemplari di *Petromyzon marinus* tra cui 33 ammoceti, a testimonianza del successo riproduttivo della specie nel bacino del Fiume Magra.

PAROLE CHIAVE: *Petromyzon marinus* / ammoceti / successo riproduttivo

A signalling of reproductive outcome of the Sea Lamprey (*Petromyzon marinus*) in the Province of La Spezia (Italy)

In the last decades, in the Province of La Spezia as well as in the rest of Italy, it hasn't been ascertained if the Sea Lamprey has been reproducing. However, in December 2004 in the Lunense Canal in S. Stefano Magra (SP) 112 *Petromyzon marinus*, 33 of which were ammocoetes, have been found, evidence of the reproductive outcome of this species has been in the basin of the River Magra.

KEY WORDS: *Petromyzon marinus* / ammocoetes / reproductive outcome

Il sistema idrografico della “piana” spezzina risulta essenzialmente costituito da due corsi d'acqua: il Fiume Magra, che entra in Provincia della Spezia poco a monte dell'abitato di Santo Stefano (in vicinanza della confluenza con il Fiume Vara, suo principale affluente), ed il Canale Lunense, corso d'acqua artificiale con funzioni irrigue che si dirama proprio dal Magra in territorio toscano presso Stadano, per poi sfociare nel Torrente Parmignola in suolo spezzino (Fig. 1).

Fino agli anni Settanta i corsi d'acqua della Provincia della Spezia sono stati interessati dalla risalita della Lampreda di mare (*Petromyzon marinus*). Negli ultimi decenni però non era più stato accertato nessun evento riproduttivo della specie nelle acque interne della suddetta provincia, così come nel resto d'Italia. I pochi esemplari sessualmente maturi catturati alla foce di alcuni fiumi italiani sono stati considerati individui isolati con scarse possibilità di raggiungere i luoghi

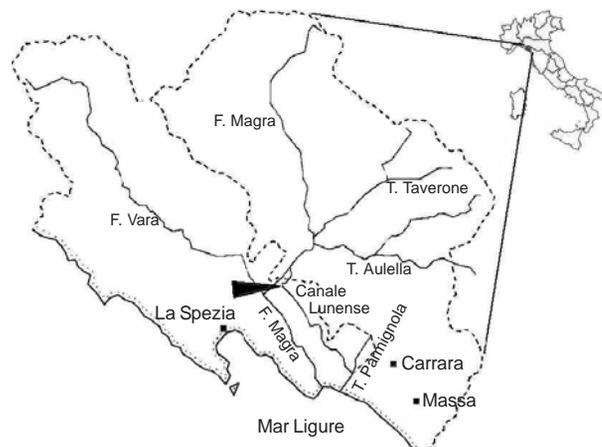


Fig. 1. Il bacino del Fiume Magra. Con la linea tratteggiata sono indicati i confini amministrativi delle Province della Spezia e di Massa-Carrara; la freccia indica il sito di ritrovamento degli esemplari di Lampreda di mare.

adatti alla deposizione dei gameti (ZERUNIAN, 2002; ZERUNIAN e DE RUOSI, 2002), e questo ha fatto ritenere quindi la specie virtualmente estinta sia dall'area spezzina che dall'intero territorio nazionale.

Nel dicembre 2004, però, in occasione di recuperi di fauna ittica mediante elettropesca antecedenti l'inizio di lavori di bonifica e manutenzione, nel tratto di Canale Lunense sito a monte dell'abitato di Santo Stefano Magra sono stati rinvenuti 112 Ciclostomi, tra cui 33 ammoceti; su quattro di questi esemplari (due adulti e due ammoceti che presentavano caratteristiche morfologiche comuni agli altri animali reperiti) si è proceduto alla determinazione della specie di appartenenza attraverso l'impiego di appositi testi e chiavi di identificazione (HOLCÍK, 1986; POTTER e OSBORNE, 1975; ZANANDREA, 1957; ZANANDREA, 1961; ZERUNIAN e DE RUOSI, 2002).

Per quel che riguarda i due individui con aspetto adulto, l'analisi dell'apparato boccale (cfr. ZERUNIAN e DE RUOSI, 2002) ha permesso di accertare la presenza di una piastra dentaria sopraorale stretta, nonché di numerosi denti labiali disposti in serie (Fig. 2). Queste osservazioni hanno permesso così di attribuire gli esemplari alla specie *Petromyzon marinus* (Linnaeus, 1758), comunemente nota con il nome di Lampreda di mare.

I due ammoceti (Fig. 3) presentavano invece una colorazione bruna sul dorso, più sfumata a livello dei fianchi, mentre le parti ventrali apparivano depigmentate. In particolare l'osservazione della regione anteriore ha permesso di evidenziare come l'apice del muso risultasse ben distinto dal resto del capo, nonché notevolmente pigmentato (con intensità del colore decrescente verso il bordo più basso del labbro superiore, che appariva relativamente depigmentato). Dall'area più scura del "cappuccio" orale e dalla parte alta del capo, la pigmentazione si estendeva fino a lambire la regione branchiale, dove era limitata nell'area anteriore e superiore alle aperture branchiali. Queste caratteristiche, unitamente alla vasta superficie pigmentata presente nella zona caudale (estesa fin quasi all'area ventrale), hanno permesso di identificare gli esemplari

come appartenenti alla specie *Petromyzon marinus* (cfr. HOLCÍK, 1986; POTTER e OSBORNE, 1975).

Il rinvenimento sia di esemplari adulti che di ammoceti di *Petromyzon marinus* nei corsi d'acqua della Provincia della Spezia costituisce un'importantissima testimonianza del successo riproduttivo della specie nel bacino del Fiume Magra. Proprio in virtù della notevole rilevanza del ritrovamento sotto il profilo conservazionistico, da poco tempo è iniziato un progetto di ricerca (di cui al più presto saranno divulgati i primi dati) finalizzato al monitoraggio delle popolazioni di Ciclostomi in Provincia della Spezia, nonché alla valutazione preliminare del loro stato di conservazione.



Fig. 2. Dettaglio dell'apparato boccale degli adulti.



Fig. 3. I due ammoceti.

BIBLIOGRAFIA

- HOLCÍK J., 1986. Petromyzontiformes. *The Freshwater Fishes of Europe*. AULA-Verlag Wiesbaden, Vol. 1/I: 95-116.
- POTTER I.C., OSBORNE T.S., 1975. The systematics of larval lampreys. *J. Zool. Lond.*, **176**: 311-329.
- ZANANDREA G., 1957. Esame critico e comparativo delle lamprede catturate in Italia. *Archiv. Zool. Ital.*, **42**: 249-307.
- ZANANDREA G., 1961. Cenni riassuntivi sulle lamprede italiane. *Biochimica e Biologia Sperimentale*, Linotipia Veronese Ghidini e Fiorini, **1**: 94-95.

- ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, X + 220 pp.
- ZERUNIAN S., DE RUOSI T., 2002. Pesci delle acque interne d'Italia. Cd-Rom tratto da: *Iconografia dei Pesci delle acque interne d'Italia*. Min. dell'Ambiente e della Tutela del Territorio – Ist. Naz. Fauna Selvatica, 262 pp.

Comunità a cladoceri di laghi del Bacino del Po: risultati ottenuti nell'ambito del Progetto Europeo *Long distance dispersal of Aquatic KEy Species (LAKES)*

Marina Manca^{1*}, Fiorenza G. Margaritora², Riccardo De Bernardi¹

¹ CNR Istituto per lo Studio degli ecosistemi, Largo Tonolli 50, 28922 - Verbania Pallanza

² Dipartimento Biologia Animale e dell'Uomo, Università La Sapienza, via dell'Università 32 - 00185 Roma

* Referente per la corrispondenza: fax 0323 556513; m.manca@ise.cnr.it

Pervenuto il 18.2.2005; accettato il 10.5.2005

Riassunto

Nell'ambito del Progetto Europeo *Long distance dispersal of Aquatic KEy Species - LAKES* (ENV4-CT97-0585), avente come oggetto l'analisi delle relazioni tra la dispersione a lungo raggio di uova durature e propaguli, e la diversità delle comunità di angiosperme acquatiche e di cladoceri, è stata portata a termine un'indagine volta all'identificazione delle specie componenti le comunità a cladoceri di 29 laghi italiani compresi nel Bacino del Fiume Po. In aggiunta alle specie parentali sono stati identificati gli ibridi tra specie congeneriche; la diagnosi veniva effettuata congiuntamente mediante analisi genetiche e fenotipiche, fatto che ha permesso di mettere a punto i criteri per una discriminazione morfologica, brevemente riassunti in questa sede. In un ragguardevole numero di casi, in aggiunta agli ibridi di *Daphnia* del complesso *hyalina-galeata-cucullata*, sono stati identificati anche ibridi di *Eubosmina* (*longispina x coregoni*), confermando quanto emerso in altri ambienti europei. I risultati dell'indagine possono contribuire al dibattito sulle ipotesi relative alla comparsa degli ibridi, ed in particolare al quesito se essa sia un fenomeno recente, relazionabile all'immissione nell'ambiente acquatico di sostanze xenobiotiche, ovvero sia sempre esistita, e di essa solo oggi si sia venuti a conoscenza, in conseguenza dell'affinamento delle tecniche diagnostiche, che consente di identificare non solamente le specie, ma anche i cloni. La buona corrispondenza fra analisi genetiche ed analisi fenotipiche consentirà di estendere gli studi sull'occorrenza degli ibridi anche a campioni raccolti in passato, non idonei ad analisi genetiche, in quanto abitualmente preservati in formaldeide, e di far luce su questo fenomeno che, pur non essendo nuovo, presenta nei cladoceri risvolti quanto mai interessanti.

PAROLE CHIAVE: biodiversità / Bacino Fiume Po / *Daphnia* / *Bosmina* / ibridi

Cladocera communities of lakes in the Po River watershed: results obtained within the framework of the European Project LAKES (*Long distance dispersal of Aquatic KEy Species*)

The Cladocera communities of 29 lakes in the Po River catchment were analyzed in the framework of the European Project *Long distance dispersal of Aquatic KEy Species - LAKES* (ENV4-CT97-0585), aimed at identifying the role of long distance dispersal of propagules and resting eggs for the diversity of Cladocera and aquatic angiosperm communities. In addition to parental species, also putative hybrids among con-generic species were identified, on the basis of genetic as well as phenotypic analysis, thus allowing a validation of the diagnostic traits for an identification on a morphological basis. These traits are briefly reported herewith. In addition to *Daphnia* of the *hyalina-galeata-cucullata* complex, also hybrids of *Eubosmina* (*longispina x coregoni*) were identified, thus confirming the results of studies in other European sites. The results can contribute to the debate on the appearance of Cladocera hybrids, particularly on whether they are a recent phenomenon, related to the presence of xenobiotics in the aquatic environment, or an old one, having the hybrids presence remained undetected until modern sophisticated techniques became available, allowing a discrimination not only of species, but even of clones. The good correspondence between genetic and phenotypic analyses will enable us to identify the eventual presence of hybrids also in old formaldehyde-preserved samples, that are unsuitable for genetic analyses.

KEY WORDS: biodiversity / Po river watershed / *Daphnia* / *Bosmina* / hybrids

INTRODUZIONE

Il lavoro oggetto di questo studio si inserisce nel contesto più ampio dell'attività svolta nell'ambito del Progetto Europeo *Long distance dispersal of Aquatic Key Species* - LAKES (ENV4-CT97-0585), finanziato dalla Unione Europea e portato a termine da sette diversi gruppi di ricerca, afferenti a Istituti e Università di Spagna, Gran Bretagna, Italia, Olanda, Norvegia e Spagna.

Il Progetto LAKES ha avuto come obiettivo prioritario lo studio della relazione tra la presenza di specie di uccelli acquatici migratori e la diversità dei popolamenti zooplanctonici e a macrofite in ambienti acquatici del continente europeo. In particolare, sono state analizzate le possibili conseguenze sulla diversità, derivanti dalle modificazioni delle rotte migratorie per effetto dell'inquinamento e dei cambiamenti climatici.

In questo lavoro sono presentati i risultati dell'indagine volta all'identificazione delle specie che costituiscono le comunità a cladoceri di 29 laghi italiani compresi nel Bacino del Fiume Po.

Gli ecosistemi acquatici sono frammentati e spesso isolati, per cui il trasporto passivo rappresenta un importante mezzo di dispersione degli organismi, che consente di mantenere integra una struttura di metapopolazione delle specie ad ampia diffusione, influenzando, nel contempo, la diversità sia genetica che complessiva. Il trasporto passivo è in genere associato alla presenza di avifauna, soprattutto di specie migratorie.

Inquinamento, eutrofizzazione, variazioni climatiche e perdita di zone umide stanno minando sia la diversità degli ecosistemi che le vie migratorie degli uccelli acquatici; si veda a questo proposito il rapporto del WORLD WILDLIFE FUND su "*Climate change Threats to migratory birds*" (1997).

Il progetto LAKES ha avuto come obiettivo lo studio delle relazioni che intercorrono tra cladoceri e macrofite con le comunità di uccelli acquatici, ed ha analizzato i possibili effetti dei cambiamenti nelle rotte migratorie e sulla biodiversità degli ecosistemi acquatici. Il progetto ha considerato: 1) la valutazione della dispersione di propaguli e del flusso genico di piante acquatiche e zooplancton in differenti corpi d'acqua europei; 2) lo sviluppo di modelli basati sulla conoscenza specifica dei processi per simulare l'impatto sulla diversità interspecifica e genetica di ecosistemi acquatici delle potenziali variazioni nelle rotte migratorie dell'avifauna acquatica in Europa.

La biodiversità delle comunità di macrofite acquatiche (Potamogetonaceae e Ruppiaceae) e di cladoceri (Anomopoda, Ctenopoda, Haplopoda e Onychopoda) è stata studiata a livello del continente europeo, mediante campionamenti in bacini situati all'interno e all'esterno delle principali rotte migratorie degli uccelli

acquatici.

Sono state considerate le caratteristiche proprie dell'habitat, quali le dimensioni del lago, le variazioni nei microhabitat, la produttività primaria. Le interazioni biotiche, dovute alla presenza di macrofite e pesci predatori, sono state ritenute importanti, sebbene di difficile quantificazione. Su scala più ampia si è valutato che la ricchezza in specie fosse influenzata da fattori climatici e da barriere geografiche che limitano la dispersione. Gli effetti della dispersione possono però dipendere da altri fattori naturali e da perturbazioni di origine antropica. Le indagini hanno quindi cercato di discriminare quanto la variazione della ricchezza in specie fosse dovuta a fattori intrinseci, o a processi di dispersione (AA. VV., 2001).

L'indagine è stata svolta a livello di bacini idrografici, superando così la nozione di lago come unità di studio. Sono stati presi in esame ecosistemi lacustri situati nei bacini di alcuni importanti fiumi europei: il bacino inferiore del fiume Guadalquivir (Spagna), la sinistra idrografica del Fiume Po, il tratto terminale del Reno e della Maas (Olanda), l'area Fife (Scozia), diversi bacini della Norvegia centrale, e il delta del Fiume Petchora (Russia). In totale, sono stati campionati 40 laghi in Russia, 30 in Norvegia, 34 in Scozia, 32 in Olanda, 29 in Italia e 33 in Spagna.

In questo articolo ci si limiterà alla presentazione di una parte dei risultati relativi all'analisi delle specie di cladoceri zooplanctonici rinvenuti nei laghi del bacino padano considerati nell'ambito del progetto LAKES. Lo studio della composizione e della ricchezza in specie delle comunità a cladoceri, coordinata dal CNR ISE di Verbania, ha consentito inoltre di aggiornare la lista delle specie presenti nei laghi italiani (MARGARITORA, 2005), includendovi anche quelle specie che, morfologicamente intermedie tra specie parentali affini, siano da ritenersi ibridi fra esse. Il progetto prevedeva infatti la distinzione, in tutti i siti presi in esame, degli ibridi delle specie parentali di *Daphnia* e *Bosmina*, da effettuarsi congiuntamente su base morfologica e su base genetica, mediante l'utilizzo di allozimi e di marker di DNA nucleare e DNA mitocondriale (AA VV, 2002).

MATERIALI E METODI

Area di studio

Sono stati analizzati ventinove ambienti lacustri situati nella sinistra idrografica del fiume Po (Fig. 1).

Il campionamento è stato effettuato nelle estati 1998 e 1999. Ad ogni sopralluogo sono stati raccolti campioni di zooplancton mediante retinate verticali effettuate nel punto di massima profondità con retino a maglie da 80 µm e apertura della bocca di 30 cm. I

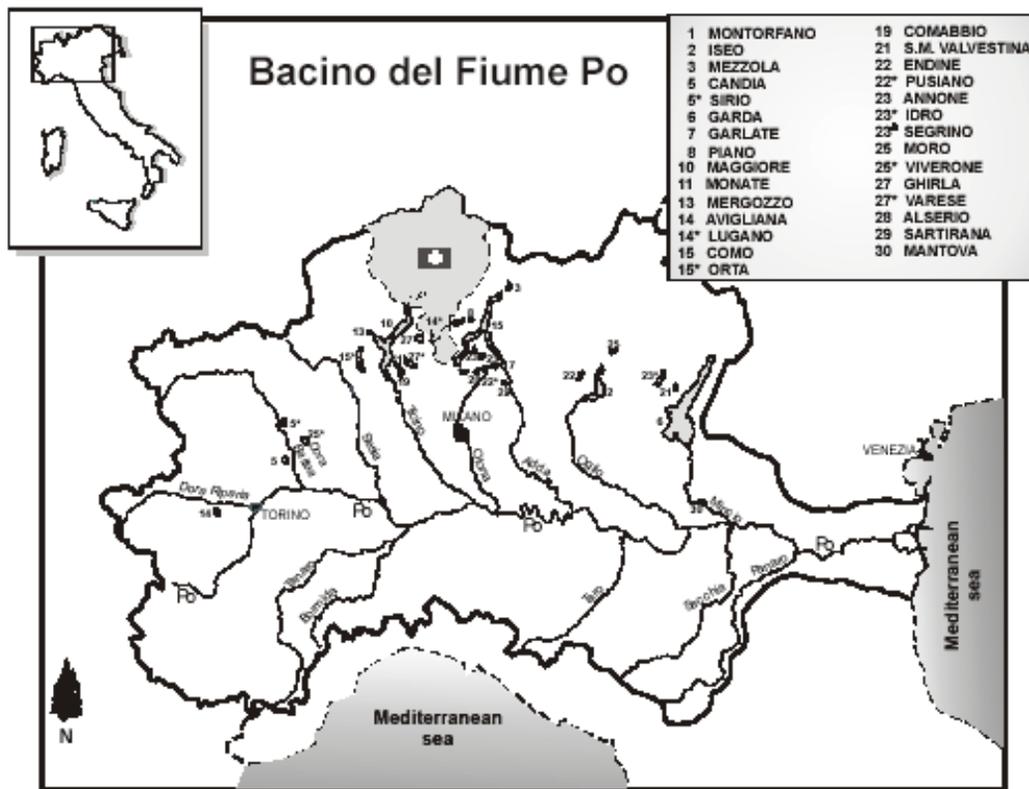


Fig. 1. Laghi del Bacino del Fiume Po campionati nell'ambito del Progetto Europeo LAKES.

campioni sono stati fissati e preservati in etanolo puro, onde consentire anche l'analisi del DNA. Nei laghi profondi è stato campionato lo strato compreso tra la superficie e la quota batimetrica di 50 m. Nei bacini lacustri meno profondi il campionamento ha interessato tutta la colonna d'acqua fino a pochi metri dal fondo.

Nel caso del Lago d'Iseo, che è meromittico, il campionamento è stato effettuato solo sulla colonna d'acqua più superficiale (0-10 metri). In aggiunta, nella stessa stazione, sono stati raccolti campioni di sedimento superficiale, prelevato con draga van Veen o con carotatori. Nei sedimenti sono infatti presenti resti di cladoceri che rendono conto della variabilità spaziale e temporale di queste comunità. L'analisi congiunta dello zooplancton vivente e di quello fossile consente così di sopperire al problema dell'analisi della successione stagionale, che non può essere risolto in altro modo quando si vogliono affrontare studi estensivi. I campioni di sedimento sono stati conservati a -60°C e al buio. Di questi risultati si riferisce in altra sede (MANCA e COMOLI., in preparazione).

In ogni lago sono stati misurati direttamente sul posto conducibilità e pH (sonda multiparametrica Ocean seven modello 401, Hydronaut) e trasparenza delle acque come profondità di scomparsa del disco di

Secchi. Campioni d'acqua sono stati prelevati ed analizzati per il contenuto di calcio e fosforo totale (TARTARI e MOSELLO 1997). Al momento del prelievo sono stati determinati profondità (mediante sonda di cui sopra), coordinate geografiche (GPS Bluetooth 308). Per ogni lago è stata calcolata l'area della superficie riferita al livello idrometrico medio (così come riportato in DODSON, 1992) e sono stati stimati il numero e l'area dei laghi circostanti entro il raggio di 10 e di 20 km su mappe cartografiche a scala 1: 200000.

Analisi microscopica dei campioni zooplanctonici

L'identificazione delle specie presenti e le abbondanze relative sono state svolte per intero al microscopio a dissezione con ingrandimento fino a 50x. Per l'identificazione è stata utilizzata la guida di MARGARITTO (1985), integrata con i criteri diagnostici sulla determinazione degli ibridi di *Daphnia* riportati in WOLF e MORT (1986), GIESSLER (1997) e FLÖSSNER (1993 e 2000), già applicati ai campioni del Lago Maggiore (MANCA e DE BERNARDI, 1992). Per *Bosmina* si è fatto riferimento principalmente a LIEDER (1991 e 1996). I risultati delle analisi genetiche sul DNA nucleare e mitocondriale di *Daphnia* sono riportati da SCHWENK *et al.* (2000).

RISULTATI

Caratteristiche dei laghi investigati

Le coordinate geografiche dei laghi sono comprese tra 07°23'12" E (Lago Avigliana) e 11°42'00" E (Lago di Garda). La latitudine varia tra i 45°03'53" N del Lago Avigliana e i 46°02'13" N del Lago Piano (Tab. I). L'altitudine è compresa tra i 18 m s.l.m. del Lago di Mantova Superiore e i 504 m s.l.m. del S. Maria Valvestina. L'area della superficie lacustre è compresa tra i 357 km² del lago di Garda e gli 0,11 km² del Lago Segrino. Analogamente, si osserva un grande intervallo di profondità che va dai 410 m del Lago di Como ai 18 m del Lago di Mantova Superiore.

La trasparenza è risultata compresa tra un minimo

di 0,6 m (Lago di Sartirana) e un massimo di 5,9 m del Lago di Montorfano; il pH variava tra 6,58 (Orta) e 8,46 (Sartirana); la conducibilità a 20 °C tra 51 µS cm⁻¹ (Mergozzo) e 467 µS cm⁻¹ (Piano). Le concentrazioni del fosforo totale erano comprese tra un minimo di 1 µg L⁻¹ (Mergozzo) a valori superiori a 300 µg L⁻¹ (laghi Alserio, Avigliana, Comabbio e Varese). Altrettanto ampio è risultato l'intervallo di concentrazione del calcio con un minimo di 5,5 mg L⁻¹ del Lago di Mergozzo, situato in un bacino nel quale predominano le rocce acide, e i 67,5 mg L⁻¹ del Lago di Alserio, ubicato in un bacino a prevalente componente calcarea.

La fauna ittica era rappresentata da specie comuni: carpa, scardola, tinca, persico, persico trota, persico sole, alborella e anguilla.

La valutazione delle specie di uccelli acquatici mi-

Tab. I. Lista dei laghi del Bacino del Po campionati nell'ambito del Progetto Europeo LAKES.

Lago	N°	Prov.	long E	lat N	altit. m s.l.m.	area km ²	prof.max m	pH	Cond.20°C µS cm ⁻¹	Ca ⁺⁺ mg L ⁻¹	P _{tot} µg L ⁻¹
Alserio	28	CO	09°13'00"	45°47'05"	260	1,23	7	7,31	408	67,5	367
Annone Grande	23	LC	09°20'58"	45°48'34"	224	3,81	10	7,66	319,8	40,5	221
Avigliana	14	TO	07°23'12"	45°03'53"	352	0,83	26	7,64	386	46	310
Candia	5	TO	07°54'43"	45°19'25"	226	1,35	7,7	8,2	119	18	54
Comabbio	19	VA	08°41'31"	46°45'47"	243	3,58	7	7,04	239,2	37,9	320
Como	15	CO	09°16'00"	46°00'00"	198	145,91	410	7,56	172,9	24,2	43
Endine	22	BG	09°56'17"	45°46'40"	334	2,34	9,4	7,7	362	54,75	22
Garda	6	BS	11°42'00"	45°40'00"	65	367,94	346	8,06	215,8	32,9	16
Garlate	7	LC	09°24'20"	45°49'15"	198	4,47	33	7,25	177,4	25,3	111
Ghirla	27	VA	08°49'20"	45°55'01"	442	0,24	11	7,03	154,8	18,3	41
Idro	23*	BS	10°31'00"	45°46'00"	368	11,50	120,5	7,54	336	50	106
Iseo	2	BS	10°04'00"	45°44'00"	186	60,94	258	7,86	265,7	42,7	31
Lugano(Porlezza)	14*	VA	08°58'59"	45°58'00"	271	27,5	16	8,07	224,1	33,6	11
Maggiore	10	VB	08°58'59"	45°58'00"	194	212,51	372	7,36	149,1	21,5	5
Mantova Superiore	30	MN	10°48'21"	45°09'08"	18	2,71	4	7,63	358,1	53	82
Mergozzo	13	VB	08°27'47"	45°57'23"	194	1,83	73	6,82	50,7	5,5	1
Mezzola	3	SO	09°26'27"	46°11'56"	198	4,93	12	7,32	138,6	21,2	14
Monate	11	VA	08°39'52"	45°47'10"	266	2,51	25	7,06	105,3	14,2	6
Montorfano	1	CO	09°08'15"	45°46'57"	397	0,46	6,8	8,5	185	35	12
Campo Moro	25	SO	10°09'27"	45°51'47"	380	0,17	42,2	7,37	271,2	42,3	129
Orta	15	NO	08°24'00"	45°49'00"	290	18,02	143	6,58	112,1	13,5	4
Piano	8	CO	09°09'43"	46°02'13"	279	0,63	12	7,2	467**	62,8	42
Pusiano	22*	CO	09°16'23"	45°48'08"	259	4,95	20	7,52	314,6	51,5	151
Sartirana	21	LC	09°25'32"	45°42'57"	318	0,80	2,7	8,46	284,8	39,4	136
Segrino	29	CO	09°16'02"	45°49'45"	374	0,11	8,1	8,07	278	49,6	31
Sirio	23	BI	07°53'04"	45°29'05"	271	0,38	43	7,13	198,5	26,8	84
S.MariaValvestino	5*	BS	10°36'35"	45°43'03"	504	0,30	50	8,15	254,3	36	6
Varese	27	VA	08°45'00"	45°48'00"	238	14,95	23	7,3	301,8	45,5	329
Viverone	25	BI	08°03'05"	45°24'05"	230	5,58	45	7,39	251,5	34,7	164

Nota: Le attribuzioni delle regioni e delle province sono fatte sulla base dell'importanza della superficie relativa.

gratori è stata svolta considerando dati relativi a censimenti o pubblicazioni specifiche (SERRA *et al.*, 1997). Sulla base di questi studi, lo svasso piccolo è la specie più abbondante nel 66% degli ambienti considerati; seguono per ordine d'importanza il gabbiano comune e, in misura minore e con pari importanza, folaga, moretta codona e airone cinerino (Tab. II). Sono presenti anche numerose specie rare.

Comunità a cladoceri

In totale, sono stati rinvenuti 27 taxa di cladoceri (Tab. III) e, in uno stesso ambiente, sono stati individuati fino ad 11 diversi taxa, tra specie parentali ed ibridi. I laghi con un numero di taxa ≥ 6 erano quelli per i quali risultava mediamente più elevata la presenza di laghi entro un raggio di 10 o 20 km (in media 6,18); per gli altri, il numero di specie risultava in media $\leq 3,7$ (3,50 per quelli con numero di specie tra 1 e 3; 3,73 per quelli con un numero di specie compreso tra 4 e 5). Questo consente di confermare quanto evidenziato dal progetto nel suo complesso, vale a dire che la diversità del popolamento a cladoceri su scala regionale è influenzata dal numero di ambienti acquatici pre-

senti nell'areale considerato (HOBBAEK *et al.*, 2002).

Daphnia è risultata presente in tutti i laghi campionati. In sei di questi era presente l'ibrido *D. hyalina* x

Tab. II. Presenza delle diverse specie componenti l'avifauna migratrice nei laghi italiani studiati nell'ambito del Progetto Europeo LAKES. Dati ottenuti a partire dal censimento del 1991-1995, ad eccezione di quelli relativi ai laghi Avigliana e Candia, per i quali i dati sono stati tratti da MINGOZZI e MAFFEI, 1987.

specie	nome comune	Presenza (n. di casi) %	
<i>Anas platyrhynchos</i>	germano reale	1	3
<i>Ardea cinerea</i>	airone cinerino	4	14
<i>Aythya ferina</i>	moriglione	1	3
<i>Botaurus stellaris</i>	tarabuso	1	3
<i>Clangula hyemalis</i>	moretta codona	4	14
<i>Cygnus olor</i>	cigno reale	1	3
<i>Fulica atra</i>	folaga	4	14
<i>Larus canus</i>	gavina	1	3
<i>Larus rudibundus</i>	gabbiano comune	5	17
<i>Podiceps cristatus</i>	svasso maggiore	2	7
<i>Podiceps nigricollis</i>	svasso piccolo	19	66
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	tuffetto	2	7

Tab. III. Elenco e abbondanza relativa dei taxa a Cladoceri rinvenuti nell'insieme dei laghi italiani del Bacino del Po campionati nell'ambito del Progetto Europeo LAKES.

codice	Taxon	ABBONDANZA RELATIVA				
		presente	abbondante	dominante	totale	%
EULO	<i>Eubosmina longispina</i>	3	2	0	5	17
EULC	<i>Eubosmina longicornis kessleri</i>	8	2	2	12	41
EULC	<i>Eubosmina longispina x coregoni</i>	2	0	0	2	7
BOLO	<i>Bosmina longirostris</i>	9	2	2	13	45
CEPU	<i>Ceriodaphnia pulchella</i>	3	0	1	4	14
CEQU	<i>Ceriodaphnia quadrangula</i>	4	2	0	6	21
DIPH	<i>Diaphanosoma brachyurum</i>	7	4	8	19	66
LASE	<i>Latona setifera</i>	1	0	0	1	3
MOAF	<i>Moina affinis</i>	2	0	0	2	7
MOMI	<i>Moina micrura</i>	0	1	0	1	3
DALO	<i>Daphnia longispina</i>	1	0	0	1	3
DAAM	<i>Daphnia ambigua</i>	1	0	0	1	3
DAHY	<i>Daphnia hyalina</i>	7	3	4	14	48
DAGA	<i>D. galeata</i>	1	0	2	3	10
DACU	<i>Daphnia cucullata</i>	6	0	0	6	21
DAHG	<i>Daphnia hyalina x galeata</i>	3	1	0	4	14
DAGH	<i>Daphnia galeata x hyalina</i>	10	5	2	17	59
DAHC	<i>Daphnia hyalina x cucullata</i>	4	2	1	7	24
DAGC	<i>Daphnia galeata x cucullata</i>	6	0	0	6	21
LEKI	<i>Leptodora kindtii</i>	11	0	0	11	38
BYLO	<i>Bythotrephes longimanus</i>	3	0	0	3	10
POPE	<i>Polyphemus pediculus</i>	1	0	0	1	3
CHSH	<i>Chydorus sphaericus</i>	2	0	0	2	7
LELE	<i>Leydigia leydigi</i>	1	0	0	1	3

galeata, mentre in 7 casi è stata riscontrata la presenza unicamente di una specie parentale. Due di queste specie (*D. longispina* e *D. ambigua*) sono state rinvenute in un solo lago (rispettivamente, nel Lago d'Orta e nel Lago di Mantova Superiore). Gli ibridi più diffusi sono risultati quelli tra *D. hyalina* e *D. galeata* (Tab. III), all'interno dei quali è stata effettuata una distinzione tra il tipo morfologico più prossimo a *D. hyalina* (*hyalina* x *galeata*) e quello più prossimo a *D. galeata* (*D. galeata* x *D. hyalina*). La possibilità di reincrocio con le specie parentali infatti, fa sì che gli ibridi diano luogo a morfotipi che possono avvicinarsi in misura maggiore o minore a quelli di una delle due specie dalle quali essi sono derivati.

All'interno del genere *Bosmina*, il sottogenere *Bosmina* è risultato presente in 13 laghi, in 4 dei quali *B. longirostris* era l'unica specie presente. In numero maggiore sono risultati i laghi nei quali erano presenti organismi appartenenti al sottogenere *Eubosmina*, tipicamente con una sola specie, la più diffusa delle quali è risultata *E. longicornis kessleri*. Anche in questo caso, così come per *Daphnia*, in aggiunta alle specie parentali è stato rinvenuto l'ibrido (*longispina* x *coregoni*).

Tra i predatori, il cladocero di gran lunga più abbondante è risultato *Leptodora kindtii*, presente nel 38% dei laghi considerati. In due casi esso è risultato presente insieme a *Bythotrephes longimanus*. Quest'ultimo è stato altresì rinvenuto da solo in un caso (S. Maria Valvestino). La presenza di *Polyphemus pediculus*, specie appartenente alla stessa famiglia di *B. longimanus*, è risultata limitata al solo Lago di Mergozzo, nel quale il campionamento è stato effettuato in prossimità della linea di costa. In dieci laghi sono state inoltre rinvenute larve di *Chaoborus* al IV e V stadio, predatrici di *juvenes* di cladoceri: la presenza dei cairmoni da esse prodotte è in grado di indurre modificazioni fenotipiche delle loro prede, quali i dentelli nucale e rostrale, puntualmente rinvenuti nel genere *Daphnia*.

La presenza degli ibridi di *Daphnia* è stata confermata anche da analisi genetiche ed elettroforetiche (allozimi). Tale conferma è soprattutto resa necessaria nel caso di individui reincrociati con una specie parentale: analisi di questo tipo sono in corso in diversi laghi del nord Italia, nel contesto del Progetto di Ricerca del CNR ISE di Pallanza con l'EAWAG di Dübendorf, relativo a "Analisi dell'infezione di popolazioni di *Daphnia* da parte di protozoi parassiti in laghi a diverso stato trofico: resistenza all'infezione e diverso successo di ibridi e specie parentali" (MANCA, 2004a). In questo caso le analisi morfometriche sono affiancate esclusivamente da quelle di allozimi, meno costose di quelle del DNA e altrettanto informative. Un esempio del raffronto tra le due tecniche è quello rappresentato in Fig. 2, ove si riportano i risultati di un'analisi effettuata

nel Lago Maggiore nel maggio 2003 (MANCA, 2004b).

DISCUSSIONE

Analisi differenziale di specie parentali e di ibridi fra esse relativamente a *Daphnia* e *Bosmina*

FLÖSSNER (1993) ha ampiamente dimostrato la necessità di dare una nomenclatura specifica ai fenotipi intermedi, che sono espressione di ibridi di specie congeneriche e le cui popolazioni sono caratterizzate da una certa stabilità cronologica, sostenuta dalla forte limitazione di reincroci. Tali forme vengono pertanto descritte da FLÖSSNER (2000) come specie ibridogene a cui viene data una nomenclatura specifica.

Analoga considerazione viene fatta, relativamente a *Bosmina*, da LIEDER (1991 e 1996).

I caratteri diagnostici per la discriminazione tra le specie parentali del complesso *D. hyalina-galeata cucullata* dai loro ibridi sono basati sulla forma e le dimensioni dell'antennula *mound*, la forma del margine ventrale del capo e il profilo della fronte e del rostro, nonché sulla posizione degli estetaschi delle antennule rispetto all'apice del rostro.

Sostanzialmente invariati rispetto a MARGARITORA (1985) sono rimasti i criteri per le diagnosi differenziali tra *Daphnia longispina* e *Daphnia hyalina*, consistenti nella valutazione della assenza/presenza di carena e cresta, della diversa posizione del punto più alto del capo (all'altezza dell'occhio/posteriormente) e del contorno del capo sopra l'occhio (fortemente rigonfio/non rigonfio).

LIEDER (1991) riconosce le specie *Eubosmina crassicornis* ed *E. coregoni* come caratterizzate dalla "benché minima indicazione di un mucrone o di una setola

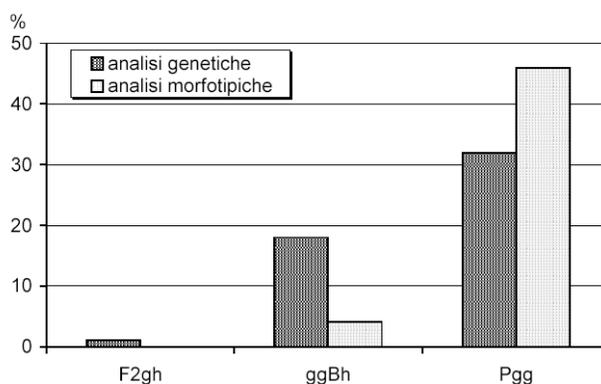


Fig. 2. Raffronto tra i risultati di analisi genetiche e morfometriche su uno stesso campione di *Daphnia hyalina galeata* del Lago Maggiore; (F2gh=reincrocio alla F2 dell'ibrido *hyalina* x *galeata*; ggBh= reincrocio dell'ibrido *hyalina* x *galeata* con la parentale *hyalina*, Pgg= parentale *galeata*). Da MANCA (2004b).

kurzi”, e indica come diagnosi differenziale tra le due la lunghezza delle antennule (da corte a molto corte in *E. coregoni* e da medio-lunghe a lunghe in *E. crassicornis*). La presenza dei mucroni e della setola *kurzi* consente poi di identificare le altre due specie, *E. longispina* ed *E. longicornis*, le cui differenze sono basate sul numero delle incisure e sulla lunghezza della prima antenna, che è relativamente corta (50% o meno della lunghezza del corpo) nella prima specie, da media a lunga nella seconda.

I tipi intermedi, nei quali la setola *kurzi* ed il mucrone risultavano appena accennati, sono stati pertanto diagnosticati come ibridi tra le specie parentali.

Il fenomeno dell’ibridazione in *Daphnia* e *Bosmina*

Secondo FLÖSSNER (1993) l’ibridazione delle specie planctoniche di *Daphnia* del complesso *hyalina-galeata* non è un fenomeno recente, legato all’eutrofizzazione “culturale” dei laghi, bensì è riconducibile quasi sicuramente a tutto il periodo post-glaciale.

Studi recenti hanno inoltre dimostrato che essa è comune tra i cladoceri e gli studi su *Daphnia* del gruppo *longispina* hanno messo in luce come spesso gli ibridi possano coesistere con le loro specie parentali, divenendo in molti casi dominanti (MANCA e MARCHITELLI, 2004). Per spiegare la persistenza di ibridi sono state formulate due diverse teorie. La prima, detta delle “*tension zone models*” (BARTON e HEWITT, 1985), postula l’esistenza di un equilibrio dinamico tra la dispersione degli ibridi e la selezione naturale contro di essi, dovuta ad una incompatibilità genetica dell’ibrido con il genoma parentale. Tale teoria si basa sull’assunzione che il valore della *fitness* sia indipendente dall’ambiente. La seconda teoria è quella dell’*“hybrid superiority model”* (MOORE, 1997) e postula che, in ambienti intermedi, gli ibridi abbiano una *fitness* maggiore rispetto a quella delle specie parentali. Quest’ultima teoria può essere applicata agli ambienti acquatici, poiché essi sono caratterizzati da forte variabilità temporale, e ad organismi con partenogenesi amittica, quali *Daphnia* (HEBERT e WARD, 1972). Alcuni studi di laboratorio hanno effettivamente dimostrato che, in specifiche condizioni ambientali, gli ibridi di *Daphnia* hanno una *fitness* più alta (SCHWENK e SPAAK, 1997). Inoltre, occorre sottolineare come essi siano in grado di riprodursi sia sessualmente che per partenogenesi e quindi siano in grado di incrementare rapidamente la densità delle loro popolazioni. Per questo motivo, possono pertanto persistere per lunghi periodi, in particolare quando le condizioni ambientali siano loro più favorevoli (SPAAK, 1997).

Daphnia si riproduce tramite partenogenesi per la maggior parte dell’anno; la fase sessuale avviene per

brevi periodi ed è indotta da fattori sfavorevoli, quali basse temperature, densità di popolazione elevate e la predazione da parte dei pesci. Se due specie di *Daphnia* hanno simultaneamente la riproduzione sessuata, l’ibridazione interspecifica risulta inevitabile. Studi recenti hanno anche dimostrato che gli ibridi possono essere prodotti regolarmente e il risultato della presenza di ibridi fertili può portare anche al reinrocio (SPAAK, 1997); questo sistema di crescita e la riproduzione partenogenetica degli ibridi dovrebbero quindi favorire la loro persistenza e la formazione di linee poliploidi. Alla luce delle considerazioni precedentemente esposte è quindi importante sottolineare che l’identificazione dei diversi taxa risulta necessaria sia per poter capire la loro dinamica di popolazione, la struttura delle comunità e il loro comportamento, sia in quanto l’introggressione è causa di rapida speciazione (LIEDER, 1991). Tuttavia, il fatto che reinrocio e introggressione sembrino abbastanza limitati (SCHWENK e SPAAK, 1997) fa pensare all’esistenza di barriere che mantengono l’integrità genetica della coesistenza dei vari taxa.

CONCLUSIONI

Nel bacino del Fiume Po, oltre a specie di cladoceri già segnalate in passato, sono stati segnalati organismi classificabili sia su base morfotipica che su base genetica come appartenenti a ibridi tra specie parentali di *Daphnia* e di *Bosmina*. Tali ibridi sono da ritenersi, analogamente a quanto da tempo segnalato in diversi ambienti acquatici dell’Europa, componenti stabili del popolamento, distinguibili anche su basi fenotipiche. La possibilità di una diagnosi su base morfologica è di fondamentale importanza in quanto essa è applicabile anche ai campioni zooplanctonici per i quali sia stata utilizzata, quale mezzo di fissazione, la formaldeide (solitamente al 5-10%), sostanza che rende i campioni inutilizzabili per le analisi genetiche. Solamente la conservazione in etanolo puro, del resto raccomandata anche in quanto limita al massimo le distorsioni dovute allo *shrinking* (ROSS BLACK e DODSON, 2003), consente l’utilizzo di campioni per l’analisi del DNA. L’identificazione degli ibridi su base morfologica è particolarmente importante per i casi in cui esistano campioni anche di vecchia data, l’analisi dei quali può consentire di datarne la comparsa, sì da verificare se il fenomeno sia recente e, così come ipotizzato da DODSON *et al.* (1999), sia da metter in relazione con la presenza di sostanze inquinanti (es. xenobiotiche) nell’ambiente, o non sia piuttosto sempre esistito (FLÖSSNER, 2000), la sua presenza essendo stata rilevata solo di recente, grazie all’utilizzo di criteri diagnostici differenti, risultato di un affinamento delle tecniche d’indagine anche

a seguito del contributo di ricerche di caratterizzazione genetica. Ulteriori studi sono necessari a questo scopo: in molti casi le popolazioni degli ibridi coesistono con quelle delle specie parentali, con le quali possono incrociarsi. I mezzi diagnostici a livello morfologico non consentono allo stato attuale di distinguere questi individui da quelli appartenenti alle specie parentali vere e proprie. È dunque essenziale che agli studi classici,

basati su diagnosi al microscopio, vengano affiancati quelli relativi all'analisi di allozimi e/o del DNA.

Ringraziamenti

Ringraziamo la Prof. Letizia Garibaldi (Scienze Ambientali, Università degli Studi di Milano Bicocca) per il contributo alla raccolta dei campioni di alcuni laghi studiati e le preziose informazioni e Andrea Ferrari (CNR ISE, Pallanza) per il supporto tecnico che ha reso possibili le indagini condotte nell'ambito del Progetto LAKES.

BIBLIOGRAFIA

- AA. VV., 2001. *LAKES. Final Report*, 125 pp.
- AA. VV., 2002. *Acta Oecologica*, **23** (3), 222 pp.
- BARTON N.H., HEWITT G.M., 1985. Analysis of hybrid zones. *Ann. Rev. Ecol. Syst.*, **16**: 113-148.
- DODSON S.I., 1992. Predicting crustacean zooplankton species richness. *Limnol. Oceanogr.*, **37**: 848-856.
- DODSON S.I., MERRITT C.M., SHANNAHAN J.P., SCHULTS C.M., 1999. Low doses of atrazine increase male production in *Daphnia pulex*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, **18**: 1568-1573.
- FLÖSSNER D., 1993. Zur kenntnis einiger *Daphnia*-hybriden (Crustacea, Cladocera). *Limnologia*, **23**: 71-79.
- FLÖSSNER D., 2000. *Die Haplopora und Cladocera (ohne Bosminidae) Mitteleuropas*. Backhuys Publishers, Leiden, 428 pp.
- GISSLER S., 1997. Analysis of reticulate relationship within the *Daphnia longispina* species complex. Allozyme phenotype and morphology. *Journal of Evolutionary Biology*, **10**: 87-105.
- HEBERT P.D.N., WARD R.D., 1972. Inheritance during parthenogenesis in *Daphnia magna*. *Genetics*, **71**: 639-642.
- HOBĀEK A., MANCA M., ANDERSON T., 2002. Factors influencing species richness in lacustrine zooplankton. *Acta Oecologica*, **23**: 155-163.
- HOBĀEK A., MANCA M., SANTAMARIA L., 2001. Interspecific diversity across Europe: Cladocera and aquatic angiosperm species richness in lakes. LAKES, Final Report, Chapter 2: 14- 51.
- LIEDER U., 1991. The *Bosmina kessleri*-like morphotype of *Eubosmina* in Lake Muskoka, Ontario, Canada, as putative interspecific hybrids. *Hydrobiologia*, **225**: 71-80.
- LIEDER U., 1996. *Crustacea Cladocera Bosminidae*. Süsswasserfauna von Mitteleuropa. Band 8/ Heft 2-3, 80 pp.
- MANCA M., MARCHITELLI A., 2004. Dinamica stagionale del popolamento zooplanctonico nel corso del 2003. In: C.N.R. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2003*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 61-67.
- MANCA M., 2004a. Analisi dell'infezione di popolazioni di *Daphnia* da parte di protozoi parassiti in laghi a diverso stato trofico: resistenza all'infezione e diverso successo di ibridi e specie parentali. In: CNR ISE. *Linee di Attività per l'anno 2004*: 85.
- MANCA M., 2004b. Analisi morfotipica e genetica delle popolazioni di *Daphnia*. In: C.N.R. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 2003-2007. Campagna 2003*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 68.
- MANCA M., DE BERNARDI R., 1992. Indagini sullo zooplancton. In: C.N.R. *Ricerche sull'evoluzione del Lago Maggiore. Aspetti limnologici. Programma quinquennale 1988-1992. Campagna 1991 e rapporto quinquennale 1988-1992*. Commissione Internazionale per la protezione delle acque italo-svizzere (Ed.): 68-78.
- MARGARITORA F.G., 2005. *Checklist dei Cladoceri italiani*. Ministero dell'Ambiente, in stampa.
- MARGARITORA F.G., 1985. *Cladoceri*. Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane. CNR Collana del progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", AQ/1/197, 169 pp.
- MINGOZZI T., MAFFEI G., 1987. Resoconto ornitologico per la regione Piemonte-Valle D'Aosta. Anno 1986. *Riv. Piem. St. Nat.*, **8**: 215-233.
- MOORE W.S., 1997. An evaluation of narrow hybrid zones in vertebrates. *Q. Rev. Biol.*, **52**: 263-277.
- ROSS BLACK A., DODSON S.I., 2003. Ethanol: a better short-term preservation technique for freshwater Branchiopoda. *Limnol. Oceanogr. Methods*.
- SCHWENK K., SPAAK P., 1997. Ecology and genetics of interspecific hybridization in *Daphnia*. In: Streit B., Stadler T., Livery C.M. (eds.), *Evolutionary ecology of freshwater animals*. Birkhauser Verlag: 199-229.
- SCHWENK K., POSADA D., HEBERT P.D.N., 2000. Molecular systematics of European *Hyalodaphnia*: the role of contemporary hybridization in ancient species. *Proc. R. Soc. Lond. B*, **267**: 1833-1842.
- SERRA L., MAGNANI A., DALL'ANTONIA P., BACCETTI N., 1997. *Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernati in Italia, 1991-1995*. In: Biologia e Conservazione della Fauna, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, **101**, 309 pp.
- SPAAK P., 1997. Hybridization in the *Daphnia galeata* complex. Are hybrids locally produced? *Hydrobiologia*, **360**: 127-133.
- TARTARI G. A., MOSELLO R., 1997. Metodologie analitiche e controlli di qualità nel laboratorio chimico dell'Istituto Italiano di Idrobiologia del Consiglio Nazionale delle Ricerche. *Documenta Ist. ital. Idrobiol.*, **60** : 160pp.
- WOLF H.G., MORT M., 1986. Interspecific hybridization underlies phenotypic variability in *Daphnia* populations. *Oecologia*, **68**: 507-511.
- WWF, 1986. Climate Change Threats to migratory birds. Available at <http://panda.org/resources/publications/migration.html>.

L'uso dell'acqua in ambito urbano: un approccio ecosistemico per valutarne la sostenibilità

Vera Maria Agnese Casella*, **Cristina Bondavalli**, **Antonio Bodini**

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, Viale delle Scienze 11/A - 43100 Parma

** Referente per la corrispondenza: Via Lodolino 19 - 15067 Novi Ligure (AL); ve_vera@yahoo.it*

Pervenuto l'8.2.2005; Accettato il 27.9.2005

RIASSUNTO

Al fine di garantire una gestione integrata dell'acqua improntata ad un uso sostenibile, si propone di applicare a livello locale una tecnica di analisi ecosistemica: la network analysis. Descrivendo l'uso dell'acqua in una realtà urbana (il Comune di Albareto, in Provincia di Parma) mediante un grafo, i cui nodi sono esemplificativi delle attività umane presenti e delle principali fonti idriche, e i cui legami orientati rappresentano i flussi di scambio della risorsa idrica tra i nodi e con l'ambiente esterno, la network analysis permette di investigare la propensione all'uso sostenibile della risorsa idrica. Tale indicazione si ottiene da alcune misure ricavate dalla matrice dei flussi di acqua nell'ecosistema urbano: coefficienti di dipendenza e di contributo, indice di riciclo, indici di organizzazione dei flussi. L'ecosistema oggetto di studio si caratterizza per un basso riciclo della risorsa e per la sostanziale dipendenza dal prelievo dalle sorgenti. Questi attributi, abbinati a un livello medio di organizzazione dei flussi, indicano, nel complesso, una moderata propensione alla sostenibilità. Questa caratteristica si accentua nei mesi estivi, in cui la scarsa disponibilità d'acqua si somma all'aumento dei consumi, pro capite e totali. L'approccio usato in questo studio sembra promettente per le indagini sulla sostenibilità degli ecosistemi urbani, in quanto affronta i problemi in termini complessivi, superando la logica settoriale che solitamente ispira le politiche di gestione.

PAROLE CHIAVE: acqua / Albareto / ecosistemi urbani / network analysis / sostenibilità

Water use in urban systems: an ecosystem approach for sustainability assessment

In this paper we propose to address the problem of the sustainable use of water resources in urban systems using network analysis, a tool that is comprised in the apparatus of ecosystem ecology. The water system of Albareto, a small municipality located in the Apennine district of the Province of Parma, is discussed as a case study. By calculating the reciprocal dependence of the various sectors of human activity as for water requirements, the amount of resource that is recycled, and the organisation of flows, network analysis shows that the system uses water in a moderately sustainable way and provides general criteria to improve sustainability. In this respect options to improve sustainability are also discussed. The results of this study support the idea that the ecosystem approach can provide an interesting conceptual perspective in which sustainability issues can be framed, and that network analysis is a promising tool to handle these issues in practice.

KEY WORDS: Albareto / network analysis / sustainability / urban ecosystems / water

INTRODUZIONE

Il comportamento umano ha un profondo impatto sulla quantità e qualità di acqua dolce disponibile: la continua crescita della popolazione e lo sviluppo socio-economico hanno portato ad un rapido aumento della domanda idrica, soprattutto nel settore industriale e agricolo, incrementando i consumi che, a livello

mondiale, superano del 20% le forniture disponibili (l'agricoltura da sola è responsabile per circa il 70% del prelievo totale: AA.VV., 2003); ai problemi di scarsità si aggiungono quelli dell'inquinamento (eutrofizzazione, acidificazione, inquinanti organici, metalli pesanti), e della bassa efficienza del sistema di infrastrut-

ture idriche esistenti: infatti sebbene il 96% della popolazione sia servita dagli acquedotti, l'incidenza delle perdite è pari, come media nazionale, al 42% dell'acqua immessa in rete; la copertura del servizio fognario riguarda invece solo l'84% della popolazione e quella del servizio di depurazione solamente il 73% (AA.VV., 2003).

In quanto risorsa scarsa, l'acqua richiede un'efficiente gestione, che ne permetta la conservazione per i posteri, in accordo con i principi dello sviluppo sostenibile, secondo cui lo sviluppo economico deve avvenire nel pieno rispetto dell'ambiente e delle esigenze delle generazioni future (REDCLIFT, 1987). In accordo con questa filosofia, l'acqua non può essere regolata e gestita come qualsiasi altra risorsa economica, ma è necessario attuare politiche di concerto con gli Enti locali che abbiano per obiettivo la definizione del valore intrinseco della risorsa, la sua protezione quale bene comune, la priorità del consumo umano nel suo utilizzo, la sostenibilità ambientale nel suo prelievo e nella sua restituzione.

Un'efficace tutela e un uso razionale delle risorse idriche si possono realizzare solo a partire dalla comprensione dettagliata delle modalità di uso dell'acqua, che nei sistemi urbani sono piuttosto complesse in quanto essa viene prelevata, distribuita, utilizzata e scaricata in modi diversi in relazione alle molteplici attività presenti negli insediamenti umani. Mentre, in generale, criteri di efficienza e di ottimizzazione dell'uso dell'acqua sono pensati in modo specifico per i singoli settori di attività (agricoltura, industria, ecc.), poca attenzione è dedicata alla performance del sistema urbano nel suo complesso. Il risultato di questo approccio è che politiche che sono funzionali ai singoli ambiti per i quali sono state pensate determinano problemi a scala di sistema (MEINZEN-DICK e ROSEGRANT, 2001).

Per superare questi problemi è necessario costruire un contesto di indagine in cui i processi tipici dei vari settori sono esaminati e valutati in funzione della performance complessiva; in questo senso l'analisi dei sistemi può fornire un contributo importante (SHAW e OBERG, 1993). Dato che questo approccio mette a disposizione vari strumenti di indagine, è indispensabile selezionare quelli più appropriati per i diversi obiettivi. In questa ricerca si è utilizzata una strategia che vede il sistema urbano assimilato a un ecosistema. Quest'ultimo è una collezione di specie vegetali, animali e di micro-organismi strutturati in una fitta rete di scambi regolati da principi trofo-dinamici. Analogamente, anche il sistema urbano può essere visto come una rete di scambi, in cui gli attori sono i settori di attività umana che trasformano e trasferiscono energia, materia, beni e servizi (BAKER *et al.*, 2001).

Studiare le modalità attraverso cui gli esseri viventi si scambiano materia ed energia consente di evidenziare il grado di efficienza degli ecosistemi nella gestione dell'energia e stabilire i vincoli che ne limitano la massimizzazione (ULANOWICZ, 1997). Per analogia, lo studio di come i sistemi urbani organizzano e gestiscono gli scambi di materie e di risorse può dare indicazioni sull'efficienza con cui queste vengono utilizzate.

In particolare, questa ricerca si è focalizzata sulla gestione dell'acqua ad Albareto, un comune situato nel distretto Appenninico della Provincia di Parma. Il suo territorio, a spiccata vocazione naturalistica e paesaggistica, è assai ricco di sorgenti (CAVAZZINI, 2001), che costituiscono la riserva di acqua più importante, sia qualitativamente sia quantitativamente, di tutta la Provincia di Parma. Applicando una metodologia ormai consolidata in ambito ecologico per lo studio degli ecosistemi, la network analysis, è stata investigata la struttura dei flussi idrici nell'ambito territoriale di riferimento, con i seguenti obiettivi: 1) evidenziare la modalità con cui il sistema, nel suo complesso, gestisce le risorse; 2) valutare la sostenibilità di questa gestione attraverso un confronto con gli ecosistemi naturali, mutuando da questi ultimi alcuni criteri per definire la sostenibilità e indicatori di performance a scala sistemica; 3) indicare misure di carattere gestionale per migliorare tale performance e rendere l'uso dell'acqua maggiormente sostenibile.

MATERIALI E METODI

La network analysis

La network analysis (BAIRD e ULANOWICZ, 1989; BONDAVALLI *et al.*, 2001; HEYMANS *et al.*, 2002), rappresenta gli ecosistemi naturali come un insieme di comparti collegati da legami orientati (freccie). I comparti identificano le componenti viventi (specie o trofo-specie) e non viventi (pool di nutrienti) del sistema mentre i legami orientati descrivono i flussi di materia/energia che si stabiliscono tra le componenti in virtù delle interazioni alimentari tra produttori e consumatori, comprendendo anche i processi di decomposizione a carico della catena del detrito. In un ecosistema urbano i comparti sono i vari settori dell'attività umana che scambiano una determinata "currency" tra loro e con l'ambiente esterno, e i cui flussi sono rappresentabili tramite freccie.

Gli algoritmi di calcolo alla base dei procedimenti analitici sono unificati in un software (WAND: *Windows Application for Network analysis Digraphs*, ALLESINA e BONDAVALLI, 2004), la versione per Windows del software NETWRK (ULANOWICZ e KAY, 1991), più semplificato e di più facile accesso rispetto a quest'ultimo, in quanto utilizza fogli Excel come interfaccia sia

per l'inserimento dei dati in input sia per la restituzione dei dati in output. Il software permette una serie di elaborazioni tra cui: l'analisi input-output, l'analisi dei cicli, l'analisi dei livelli trofici e il calcolo degli indici ecosistemici. Nei paragrafi a seguire sono delineati solo i principi su cui si basano le diverse procedure di calcolo; per i dettagli si rimanda alla letteratura specializzata (ULANOWICZ, 1986, 2003).

L'analisi input-output identifica qual è la dipendenza reciproca dei comparti che compongono il sistema; tale dipendenza per la sussistenza di un singolo nodo può essere di tipo diretto, se la materia fluisce lungo un solo canale di scambio, o indiretto se è mediata dal passaggio attraverso più comparti. Il software, che accetta in input la matrice degli scambi diretti, rende in output due matrici, dette di Dipendenza totale e di Contributo totale, i cui coefficienti evidenziano quale percentuale di tutta la materia in entrata al comparto di colonna è fornita dal comparto di riga (dipendenza), e la frazione del totale in uscita dal comparto di riga che alimenta il comparto di colonna (contributo). Queste percentuali sono calcolate considerando tutti i percorsi, diretti e indiretti, che permettono di connettere i comparti gli uni agli altri e, in ragione di ciò, è possibile che le percentuali di dipendenza o di contributo superino il 100%.

L'analisi degli input permette di stabilire come si ripartisce un input unitario in entrata al sistema tra tutti i comparti, in relazione alla struttura e all'intensità degli scambi. Questa procedura consente di individuare quali siano i percorsi preferenziali seguiti dalla materia all'interno del network e definire se il network si comporta come un sistema gerarchico dipendente principalmente da un solo flusso di entrata o se i diversi prelievi di risorsa contribuiscono in ugual modo al sostentamento del sistema.

L'analisi dei cicli valuta qual è l'ammontare di risorsa riciclata dal sistema (frazione, sul totale della materia gestita dal sistema, che torna in circolo) attraverso il calcolo di un apposito indice. Inoltre, mediante questa analisi, è possibile identificare i vari percorsi che formano dei cicli e associare ad essi la relativa intensità. In tal modo è possibile stabilire quali siano le connessioni più importanti per il mantenimento di questa funzione.

Gli indici di sistema sono rappresentativi dello stadio di crescita e sviluppo del sistema in esame. Il concetto di crescita è infatti distinto da quello di sviluppo, che, al contrario del primo, implica un grado di organizzazione del sistema e di efficienza nel gestire la risorsa utilizzata.

Il *Total System Throughput* (TST) indica qual è la dimensione estensiva, ovvero la taglia del network, calcolando la quantità totale di materia che entra ed

esce da esso, in un certo lasso di tempo. È ottenuto come somma di tutti i flussi.

L'*Average Mutual Information* (AMI) misura l'aspetto intensivo, qualitativo, pertinente la struttura dei flussi di scambio. Esso è un indice di organizzazione, dove con questo termine si intende il grado di specializzazione dei comparti nel governare gli scambi. In un ecosistema, infatti, la stessa taglia è compatibile con diverse articolazioni dei flussi e l'informazione, espressa dall'AMI, sul destino che un'unità di materia segue all'interno del network, è tanto maggiore quanto più obbligati sono i cammini da essa percorribili; al contrario, più forte è la ridondanza delle connessioni, maggiore sarà l'incertezza associata e minimo l'AMI.

In un network quindi la crescita è legata al numero di comparti e al TST, mentre lo sviluppo è inteso come l'ammontare di vincoli negli scambi tra comparti, che determina il grado di ottimizzazione del trasferimento di materia; un sistema molto sviluppato, quindi, ottimizza gli ingressi e le uscite incanalandoli lungo pochi percorsi, dato che ciò comporta minore dispendio di risorse.

Gli indici di crescita e di sviluppo sono unificati nell'*Ascendency* ($A = TST \times AMI$). Moltiplicare il livello di organizzazione degli scambi per la quantità totale di materia che circola nel sistema significa quantificare la frazione di materia che è gestita in modo efficiente.

Il significato degli indici di sistema fin qui descritti può essere reso a partire dall'esempio di figura 1. In essa sono rappresentati due network in cui la stessa quantità di materia ($TST=96$) è gestita mediante due diverse topologie di flusso. In 1-a ciascun comparto si connette, in entrata e in uscita, con tutti gli altri. In questo caso l'AMI è pari a zero in quanto la materia in uscita da uno qualsiasi dei nodi ha la stessa probabilità di fluire verso qualsiasi altro comparto e, di conseguenza, l'informazione a priori sul destino della materia è uguale a zero. In 1-b, la materia segue un percorso univoco, che deriva dalla specializzazione dei com-

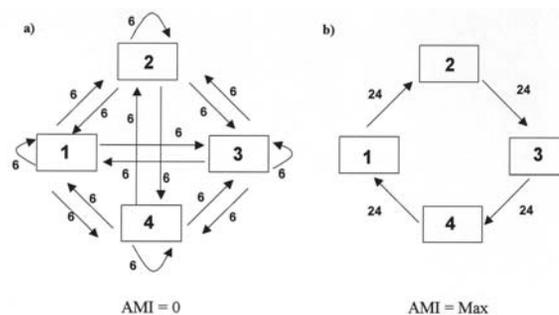


Fig. 1. Diverso grado di organizzazione dei flussi in un network a 4 comparti. Massima ridondanza e minima organizzazione (a); minima ridondanza e massimo sviluppo (c).

parti nel gestire gli scambi. In questo caso l'informazione, a priori, sul destino di un'unità elementare di materia è massima.

Gli ecosistemi naturali tendono nel corso della successione, ad evolvere da una situazione di tipo (a) (fase giovanile) a una di tipo (b) (fase di maturità) poiché, sotto la spinta dei processi a feedback, vengono selezionate quelle connessioni che sono più efficienti nel trasferire energia e/o materia. Da ciò si evince che la configurazione 1-b è anche la più sviluppata, in quanto costituisce lo stadio finale del processo di sviluppo di un ecosistema, che porta all'aumento della specializzazione degli scambi e tende a eliminare la ridondanza dei canali. Tuttavia è difficile che un ecosistema raggiunga la condizione estrema di ridondanza nulla. Una certa quota di disordine residuo è infatti garanzia di plasticità e resilienza nei confronti delle perturbazioni esterne che, se in grado di provocare la perdita di una o più connessioni, potrebbero determinare il collasso dell'intero sistema, come è facilmente intuibile dalla Fig. 1-b, in cui il venir meno di un legame sarebbe fatale per l'intero network.

L'indice che misura la disorganizzazione residua, ovvero la frazione di currency utilizzata in modo non ottimale, è l'*Overhead* (O), che si compone di una quota legata alla ridondanza degli scambi interni, una associata alla molteplicità (ridondanza) delle entrate, una a quella delle uscite e un'altra dovuta alle dissipazioni.

Se tutta la materia in un network fosse gestita in modo efficiente (cioè se l'AMI fosse massimo) il sistema avrebbe realizzato per intero il suo potenziale di sviluppo (*Development Capacity*, C). Poiché, al contrario, in tutti i sistemi reali permane una frazione residua di disorganizzazione (ridondanza dei canali e dissipazione) parte del potenziale di sviluppo rimane inespresa, confinata nella frazione di disordine. Pertanto se ne deduce che il potenziale di sviluppo di un

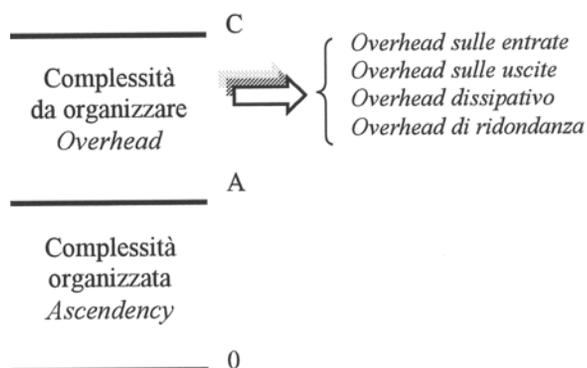


Fig. 2. Relazione esistente tra indici di sistema. La capacità di sviluppo (C) impone un limite superiore all'Ascendency (A), l'indice che combina crescita e sviluppo.

sistema può essere calcolato come somma di A e O e costituisce il limite superiore dell'organizzazione (infatti $0 \leq A \leq C$). Il grado di sviluppo raggiunto e la quota di disordine residuo dipendono strettamente dalle condizioni imposte al sistema dall'ambiente esterno. In ambienti più perturbati è maggiore la quota di disordine che il sistema tollera per garantirsi una maggiore plasticità. Le relazioni tra questi indici sono illustrate in figura 2. Per una trattazione più dettagliata dei concetti associati a queste misure e alle loro implicazioni si rimanda alla letteratura specializzata (ULANOWICZ 1997, 2003).

RISULTATI

Costruzione del network

Il punto di partenza dello studio è stato l'identificazione del sistema, tramite la definizione dei suoi confini, che si è scelto di far coincidere con quelli amministrativi del Comune di Albareto. Quindi si è proceduto alla costruzione del network dei flussi, considerando in totale 10 comparti:

- 1) Sorgenti: fonte di approvvigionamento di acqua potabile;
- 2) Acquedotti: comparto che presiede alla distribuzione di acqua;
- 3) Pozzi: fonte di acqua sotterranea per le attività agricole e industriali;
- 4) Corpi idrici: comparto dei corsi d'acqua superficiali, che collega il sistema con l'ambiente esterno sia in termini di prelievo sia di scarico delle acque;
- 5) Utente domestica: insieme della popolazione residente e non residente consumatrice d'acqua;
- 6) Enti pubblici: settori e attività in gestione alla pubblica amministrazione (ufficio postale, sedi comunali, banche, scuole, palestre...);
- 7) Agrozootecnia: insieme delle aziende agricole senza e con allevamenti;
- 8) Commercio-industria: insieme delle attività commerciali, artigianali e industriali;
- 9) Fognatura: fosse Imhoff comunali in cui confluiscono le acque scaricate per la depurazione;
- 10) Peschiera: allevamento ittico, considerato separatamente dalle altre attività, in ragione dei rilevanti quantitativi di acqua utilizzati.

La figura 3 mostra la struttura del network dei flussi. I 10 comparti sono collegati, tra loro o con l'ambiente esterno, da frecce che rappresentano gli scambi interni al sistema, gli input dall'esterno del sistema, le uscite all'esterno del sistema. La frazione di acqua dissipata è rappresentata col simbolo di "terra" usato nei circuiti elettrici, per questione di uniformità metodologica (ULANOWICZ 1986). A ciascun flusso è associato il relativo valore in $m^3 \text{ anno}^{-1}$. Le entrate

dall'esterno rappresentano i contributi al sistema dati dalle precipitazioni atmosferiche o dagli apporti di falda, oppure dall'ingestione di acqua in bottiglia a fini alimentari; le uscite sono tutte le perdite di acqua dal network (in forma ancora utilizzabile), dovute all'infiltrazione nel sottosuolo o al deflusso superficiale dei corpi idrici (che trasportano acqua al di fuori dei

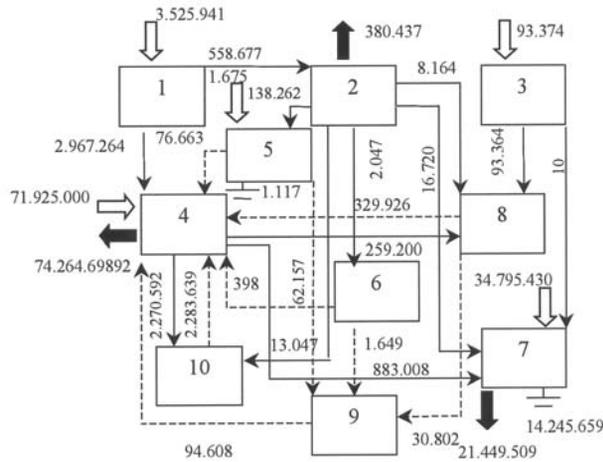


Fig. 3. Rappresentazione del network di Albareto. I 10 comparti sono rappresentativi dei settori che forniscono, utilizzano e scaricano l'acqua. Essi sono: (1) Sorgenti; (2) Acquedotti; (3) Pozzi; (4) Corpi idrici superficiali; (5) Utenza domestica; (6) Enti pubblici; (7) Settore Agrozootecnico; (8) Commercio-industria; (9) Fognatura; (10) Peschiera. I flussi sono pesati e i valori sono espressi in m³ anno⁻¹. Le frecce piene indicano le uscite dal sistema, quelle senza riempimento le entrate; le frecce sottili rappresentano i prelievi interni, quelle tratteggiate gli scarichi; il simbolo di "terra" indica le dissipazioni.

confini del sistema); le dissipazioni invece costituiscono un ammontare di acqua non più utilizzabile, in quanto evaporata dal suolo o traspirata dagli organismi viventi.

I flussi sono stati quantificati per via diretta, a partire da dati forniti dal Comune, da censimenti ISTAT, e da fonti bibliografiche (AA. VV., 2000), ma anche indirettamente, attraverso delle stime. Alcuni flussi, infine, sono stati calcolati per differenza, una volta noti tutti gli altri flussi relativi a un dato comparto. Ciò è stato possibile perché si assume che il network e, quindi, ciascun singolo comparto sia allo stato stazionario, con i flussi in entrata che compensano quelli in uscita. Il network si riferisce inoltre alla finestra temporale Luglio 2002-Giugno 2003, poiché i dati per la stima dei flussi fanno riferimento ai consumi di acqua registrati in quel periodo.

Per una esposizione dettagliata dei calcoli eseguiti si rimanda a CASELLA (2004). Nel seguito vengono esposti solo alcuni casi esemplificativi che riguardano stime e calcoli diretti particolarmente importanti. Per ricavare il flusso dal comparto acquedottistico a quello domestico, rappresentativo dei consumi civili di acqua (flusso da 2 a 5), si sono sommati i metri cubi consumati, da luglio 2002 a giugno 2003, dagli utenti civili provvisti di contatore, come ricavato dalla consultazione dei registri comunali delle bollette. A questo dato doveva essere aggiunto il consumo da parte degli utenti sprovvisti di contatore, vale a dire gli abitanti delle Comunalie, che sono zone di territorio comunale gestite privatamente dalla collettività (BERNARDI, 2002). Tale valore è stato stimato moltiplicando il numero di questi abitanti per il consumo medio pro capite degli

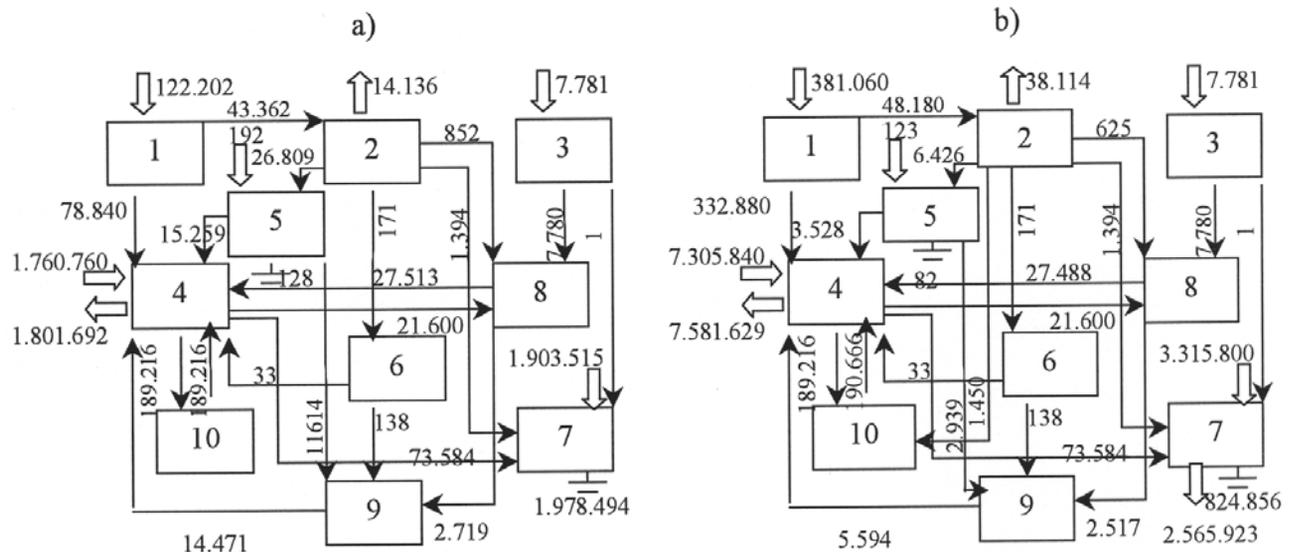


Fig. 4. Network a scala mensile per il periodo estivo, compreso tra giugno e settembre (a), e per il periodo "invernale", inteso come la parte dell'anno in cui sono presenti nel Comune solo gli abitanti residenti (b). I valori dei flussi sono espressi in metri cubi al mese.

abitanti provvisti di contatore: quest'ultimo è stato a sua volta ricavato mediando tra loro i consumi pro capite di ciascuna frazione appartenente al territorio comunale, e procedendo per tentativi finché questa media non coincideva con il valore medio totale, calcolabile dividendo i metri cubi totali consumati per il numero totale di abitanti del Comune (CASELLA, 2004).

Il flusso di ricarica degli Acquedotti è stato ricavato misurando la portata delle sorgenti captate (opportunamente localizzate e caratterizzate attraverso l'uso di sistemi informativi geografici: CASELLA, 2004), tenendo poi conto nel calcolo delle diversità di valori nell'arco dell'anno, dato che le portate massime (primaverili) sono all'incirca triple rispetto alle minime (estive). Poiché non tutta la risorsa in uscita dalle sorgenti viene utilizzata, si genera un flusso che viene smaltito come acqua superficiale e che va a confluire nei corpi idrici. Il flusso verso i Corpi idrici, in particolare, tiene conto dell'acqua proveniente dalle sorgenti non captate e di quella derivante dagli scarichi invernali di troppo pieno alle opere di presa delle sorgenti captate.

Come sottolineato in precedenza, il network di figura 3 fotografa la situazione relativa ai consumi idrici nell'arco di tempo di un anno. Tuttavia, nel comune di Albareto l'uso della risorsa presenta notevoli variazioni tra il periodo estivo (giugno÷settembre) e la restante parte dell'anno, a causa della spiccata vocazione turistica dell'area, che attrae turisti e proprietari di seconde case. Per esaminare le differenze tra i due periodi si è deciso di costruire un network medio mensile per la stagione estiva (Fig. 4-a) e uno medio mensile per la stagione invernale (Fig. 4-b).

I consumi civili sono stati separati in due componenti: quelli dei residenti, presenti tutto l'anno sul territorio, e quelli dei non residenti, presenti solo nei tre mesi estivi. Per stimare i prelievi da acquedotto in un mese estivo si è assunto che il consumo pro capite dei residenti fosse equivalente, per il dato periodo, a quello dei non residenti (essendo quest'ultimo facilmente ricavabile dividendo per 3 la quantità di acqua totale da essi consumata, ipotizzando trascurabili i loro consumi di acqua in altri periodi festivi dell'anno).

Il flusso di prelievo degli Acquedotti dalle Sorgenti è all'incirca costante nel periodo estivo rispetto alla restante parte dell'anno (43.362 m³ contro 48.180 m³), in quanto dipendente dalla capacità di carico delle vasche di raccolta piuttosto che dall'entità dei consumi; variano molto invece il flusso di ricarica dei corpi acquiferi superficiali (78.840 m³ contro i 332.880 m³) e il flusso di prelievo d'acqua ad uso domestico (26.809 m³ contro i 6.426 m³), rispettivamente minore e maggiore rispetto all'inverno, fatto che evidenzia molto bene l'impatto antropico sulla risorsa.

Analisi del network

Le matrici di dipendenza e di contributo totali ottenute sono state tradotte, per facilitarne la comprensione, in istogrammi aventi in ascissa il numero identificativo del comparto e in ordinata la dipendenza, o contributo, percentuale. I comparti rappresentativi delle utenze che consumano e scaricano l'acqua sono interessanti dal punto di vista della dipendenza dal sistema in quanto evidenziano l'impatto esercitato sulla risorsa idrica, sotterranea e superficiale, e l'eventuale capacità del sistema di autosostenersi, grazie a un ridotto prelievo dall'esterno o a un adeguato riciclo interno della risorsa. Per l'analisi dei contributi è invece interessante soffermarsi su quelli forniti dai comparti rappresentativi delle fonti idriche del sistema, ovvero n. 1, 2, 3 e 4, poiché più significativi da un punto di vista di sostenibilità degli usi dell'acqua.

I relativi grafici, ricavati per i network mensili, sono riportati nelle figure 5 e 6.

Le Sorgenti (Fig. 5-a) e i Pozzi (Fig. 5-c), essendo essi stessi le fonti di approvvigionamento d'acqua al sistema, hanno una dipendenza pari a zero dagli altri comparti. La figura 5 mostra che in alcuni casi la dipendenza complessiva di un comparto dal resto del sistema è maggiore del 100%. Si consideri, a titolo esemplificativo, il caso del comparto n. 6 (Enti pubblici). Come si può notare esso dipende per il 100% del suo fabbisogno idrico dal n. 2 (Acquedotti) e per il 100% dal comparto n. 1 (Sorgenti); questo significa che tutta l'acqua necessaria a questo comparto proviene dalle sorgenti e transita completamente attraverso l'acquedotto prima di giungere a destinazione.

L'analisi degli input integra le informazioni ricavabili da quella delle dipendenze/contributi, permettendo di tracciare il destino seguito da 100 unità di acqua in ingresso a quei comparti che importano la risorsa dall'esterno del sistema. Data l'importanza del prelievo da sorgente, che soddisfa quasi per intero il fabbisogno di acqua del Comune, e che dovrebbe essere l'oggetto principale delle politiche di efficienza e razionalizzazione, la figura 7 riporta, in forma di grafici, i risultati relativi alla distribuzione dell'input al comparto Sorgenti. La figura 7-a descrive la situazione estiva, da confrontare con quella "invernale" (Fig. 7-b).

In figura 8 sono riportati i risultati dell'analisi dell'input al comparto agro-zootecnico (8-a) e ai Corpi idrici (8-b), condotta sul network complessivo.

L'analisi dei cicli ha rivelato la presenza di soli tre cicli ciascuno circoscritto a tre comparti e che coinvolgono, nel complesso, i Corpi idrici, la Peschiera, il comparto del commercio-industria, e la Fognatura. Ciò sta a indicare una bassa percentuale di riutilizzo della risorsa, come si evince anche dal basso valore dell'Indice di ciclizzazione, mostrato nella tabella I.

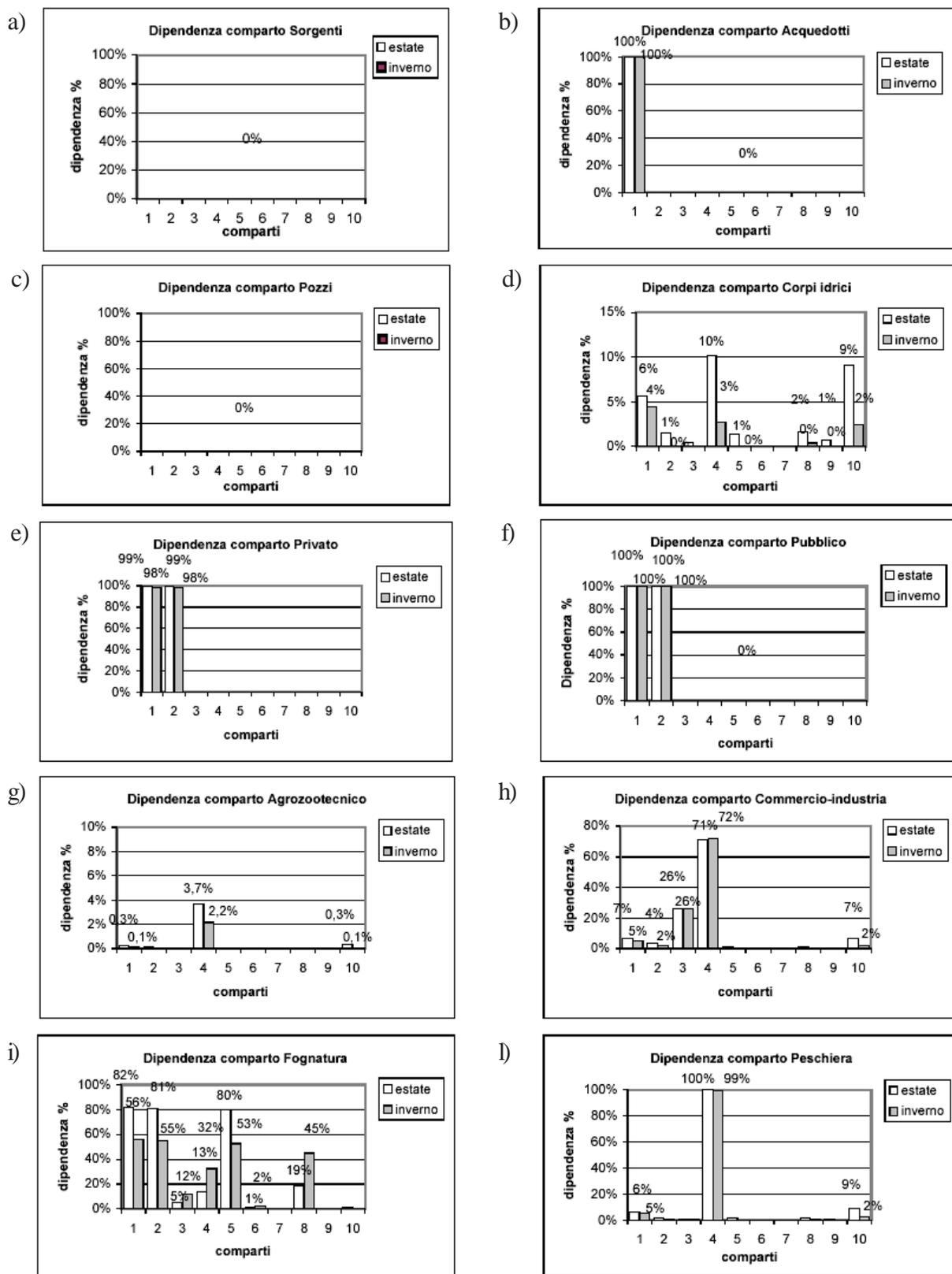


Fig. 5. Dipendenza di ciascun comparto dal resto del sistema per il proprio fabbisogno di risorsa idrica.

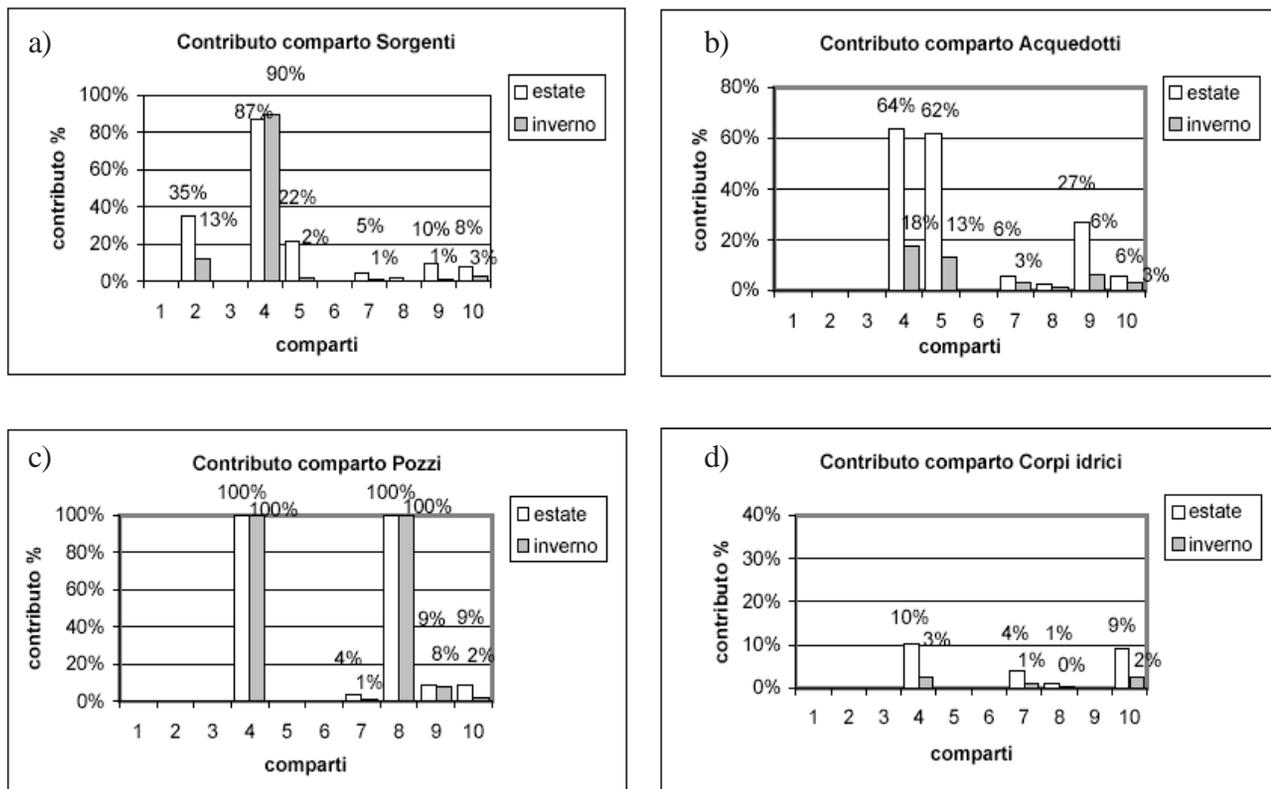


Fig. 6. Contributo (%) dei comparti fornitori di acqua al resto del sistema. In ascissa sono riportati i numeri identificativi di tutti i comparti.

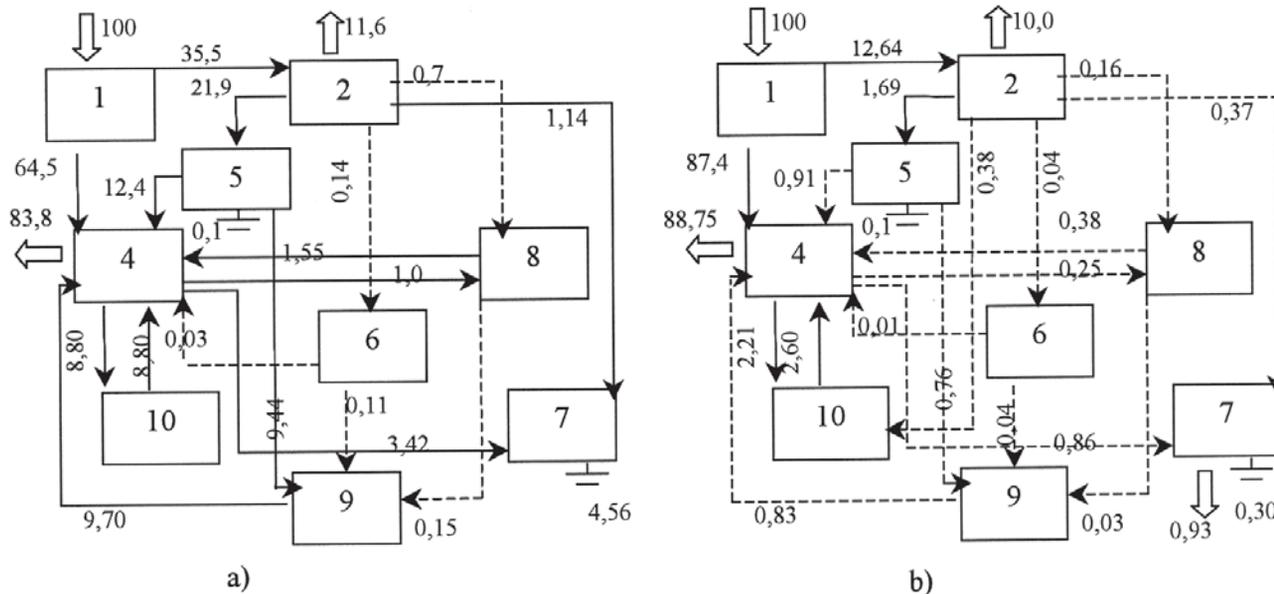


Fig. 7. Analisi di come un input unitario al comparto Sorgenti si distribuisce nel sistema, in estate (a) e nel resto dell'anno (b). Le frecce tratteggiate rappresentano valori minori dell'1%; i valori minori di 0,1% non sono indicati.

La tabella I riporta i valori degli indici ecosistemici, calcolati nell'arco dell'anno e per i soli periodi estivo e invernale. Inoltre, per facilitare l'interpretazione dei risultati, nella stessa tabella sono riportati i medesimi indici ricavati dall'analisi di un ecosistema naturale (sistema lacustre del Lago Santo, in provincia di Parma), nel quale tuttavia la moneta di scambio non era l'acqua ma l'energia (carbonio). Gli indici sono espressi sia in valore assoluto sia in percentuale rispetto alla Capacità di sviluppo, che rappresenta il limite massimo di organizzazione raggiungibile.

DISCUSSIONE

L'analisi dei flussi idrici sottolinea l'importanza delle sorgenti nel sostenere l'ecosistema urbano in esame.

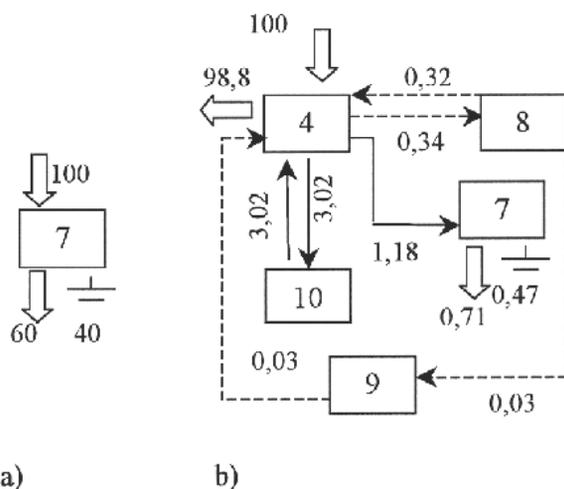


Fig. 8. Ripartizione di 100 unità di risorsa in entrata al comparto agro-zootecnico (a) e ai Corpi idrici (b) nel network complessivo. Le frecce tratteggiate rappresentano valori minori dell'1%; i valori minori di 0,1% non sono indicati.

L'analisi della dipendenza, i cui risultati sono riportati come istogrammi in figura 5, evidenzia che la collettività dipende per la quasi totalità del suo fabbisogno dall'acqua di sorgente. L'acquedotto, infatti, che distribuisce la risorsa al comparto civile privato e a quello degli enti pubblici dipende totalmente dall'acqua sorgiva, sia in estate che in inverno. A sua volta il comparto dei servizi pubblici dipende totalmente (100%) dall'acquedotto e, quindi, dalle sorgenti. Il comparto dell'utenza domestica mostra una dipendenza leggermente inferiore (99% in estate e 98% in inverno) da Sorgenti e Acquedotti, dato che parte del fabbisogno di acqua è soddisfatto da acqua in bottiglia, il cui ammontare è stato calcolato e costituisce un input esterno al comparto n. 5. Al contrario, le attività produttive (comparti n. 7, 8, 10) presentano una dipendenza minima dall'acqua di sorgente (max 7%, comparto Commercio-industria) e provvedono ai fabbisogni della produzione attraverso la derivazione dai corpi idrici superficiali, che soddisfa quasi interamente le necessità dell'impianto di itticoltura e gran parte di quelle delle attività artigianali, le quali utilizzano comunque anche una quota di acqua di falda prelevata dai Pozzi (26%).

Per i settori civile (privato e pubblico) e produttivo (artigianale e itticoltura) le dipendenze non variano fortemente tra estate e inverno. Ciò che cambia è la magnitudo dei flussi. È possibile rendersi conto di ciò considerando i risultati dell'analisi dei contributi, riassunti in figura 6. Considerando il comparto delle sorgenti (Fig. 6-a) si può notare che il suo contributo all'Utenza domestica passa dal 2% della stagione invernale al 22% della stagione estiva. Questo dato sottintende che durante l'estate una frazione più alta di tutta la risorsa resa disponibile dalle sorgenti viene utilizzata dal comparto dell'utenza civile. Questa diffe-

Tab. I. Indici ecosistemici che caratterizzano il sistema idrico di Albareto in termini di taglia e organizzazione. I valori fanno riferimento ai periodi estivo e invernale e sono confrontati con i valori annuali e con quelli calcolati per un ecosistema naturale usato come riferimento (il Lago Santo Parmense). I valori percentuali sono espressi in relazione alla Capacità di sviluppo tranne che per l'indice di ciclizzazione che è una frazione della Taglia del sistema. L'unità ($m^3/mese \times bit$) deriva dal particolare algoritmo che calcola gli indici e che deriva dalla teoria dell'informazione (ULANOWICZ, 2003).

Indice	Valore estate ($m^3/mese \times bit$)	Valore inverno ($m^3/mese \times bit$)	% annuale	% periodo estivo	% periodo invernale	Lago Santo Parmense
Taglia del sistema	8.293.500	22.937.400				
AMI	1.547	1.082				
Capacità di sviluppo	21.577.200	54.769.000				
Ascendency	12.833.400	24.815.500	46%	59,5%	45,3%	50%
Overhead sulle entrate	5.061.000	12.883.600	23%	23,5%	23,5%	9%
Overhead sulle uscite	523.200	10.088.000	17,3%	2,5%	18,5%	0,13%
Overhead dissipativo	3.000	1.684.000	3,3%	0,02%	3,1%	7%
Ridondanza	3.157.000	5.298.000	10,2%	14,6%	9,7%	33%
Indice di ciclizzazione			0,02%	0,05%	0,02%	13%

renza dipende dai maggiori consumi pro-capite ma anche dal fatto che le utenze crescono di numero a causa dell'arrivo di non residenti.

In estate il 35% di tutta la risorsa resa disponibile dalle sorgenti contribuisce ad alimentare l'acquedotto, mentre in inverno questa quota si riduce al 13%. La ragione di ciò va ricercata nel fatto che, in inverno, una frazione significativa della risorsa defluisce, senza essere utilizzata, dagli scarichi di troppo pieno delle infrastrutture adibite alla captazione. Tale frazione va a confluire nei corpi idrici superficiali che la trasportano all'esterno del sistema. Il forte contributo delle Sorgenti ai Corpi idrici superficiali (87% in estate e 90% in inverno) dipende dal fatto che questi ultimi sono i recettori finali di quasi tutta la risorsa messa in circolo dalle sorgenti. In pratica, di tutta l'acqua prodotta dalle sorgenti il 90% va a confluire nei corpi idrici, come flusso diretto, secondo il meccanismo testé descritto, oppure indirettamente, come flussi in uscita dagli altri comparti, che sono approvvigionati dalle sorgenti medesime.

Il destino della risorsa, una volta prelevata dalle sorgenti, è evidenziato dall'analisi degli input, presentata nei grafici di figura 7. Questa analisi ancora una volta evidenzia l'importanza della risorsa prelevata da sorgente per il mantenimento dell'ecosistema urbano. Tutti i comparti del network, tranne il n. 3 (Pozzi), sono raggiunti da flussi che originano dal comparto delle sorgenti. In particolare, tutti i comparti dell'attività umana (escludendo quindi i Corpi idrici e il sistema fognario che svolgono naturalmente la funzione di recettori di tutta la risorsa in circolo) beneficiano dell'acqua di sorgente, anche se il maggior utilizzo è, come si è già visto, a carico dell'utenza civile, pubblica e privata.

Il confronto tra i network mensili permette di evidenziare le differenze nella distribuzione di un ingresso di 100 unità di acqua durante l'estate (Fig. 7-a) e nel resto dell'anno (Fig. 7-b). Dalle figure 4-a e 4-b si può osservare che il quantitativo di acqua che va a rifornire gli Acquedotti è all'incirca lo stesso in tutto l'arco dell'anno (> 40.000 m³), ma in percentuale, come mostra la figura 7, è molto maggiore in estate (35,5%) che in inverno (12,6%). Questa quota rappresenta un valore basso rispetto al totale della risorsa disponibile. Una percentuale oscillante tra il 60 e l'85% fluisce direttamente ai Corpi idrici superficiali, mentre della parte captata la frazione più consistente passa dall'Acquedotto all'Utenza domestica, con una frazione pari al 10% che viene persa dalla rete di asservimento. Questa frazione è indicata come output dal comparto n. 2 e non come frazione dissipata, dato che rappresenta risorsa ancora utilizzabile, mentre i flussi dissipativi quantificano la frazione della risorsa che non è più

utilizzabile (es. evaporazione, traspirazione).

La situazione descritta attraverso l'analisi delle dipendenze, dei contributi e dell'input al comparto delle sorgenti può essere interpretata in chiave di sostenibilità alla luce delle indicazioni proposte dai valori assunti dagli indici ecosistemici, presentati in tabella I. Il sistema gestisce un quantitativo di risorsa maggiore in inverno che in estate (Taglia del sistema), e ciò si deve alla maggiore disponibilità di acqua e ai consumi più contenuti. Parallelamente alla diminuzione della quantità di acqua disponibile, nel periodo estivo l'AMI è più alto rispetto al periodo invernale (1,547 contro 1,082). Il dato sembra quindi indicare nell'estate la stagione in cui la risorsa è gestita in modo più efficiente. Tuttavia ciò non si deve a una migliore organizzazione topologica dei flussi ma, in maniera principale, al fatto che si riduce sensibilmente la quota di overhead sulle uscite, a causa della scomparsa del flusso di infiltrazione nel terreno dal comparto agro-zootecnico (Fig. 4-a). In termini percentuali rispetto alla Capacità di sviluppo il disordine sulle uscite passa dal 18,5% del periodo invernale al 2,5% in estate. Tali cambiamenti non sono imputabili alla gestione umana ma solo a variazioni delle condizioni ambientali nei due periodi considerati.

Dal punto di vista topologico è da registrare la presenza di un flusso dall'Acquedotto al comparto della peschiera nella stagione invernale, flusso che non esiste nel periodo estivo. Nonostante ciò la quota di ridondanza nei flussi è maggiore in estate (14,6% contro il 9,7% invernale). Il flusso da Acquedotti a Peschiera, infatti, non permette di compensare la maggiore ridondanza dovuta a una ripartizione dei flussi più equilibrata che si ha nella fase estiva. Per esemplificare questo concetto si faccia riferimento al flusso in entrata alle Sorgenti (Fig. 4). Esso si ripartisce tra la parte captata dall'acquedotto e quella che confluisce nel sistema idrico di superficie. In inverno il flusso ai Corpi idrici è circa sette volte più grande dell'altro, mentre in estate la risorsa è maggiormente equiripartita (flusso ai Corpi idrici solo 2 volte più grande di quello all'acquedotto). La ridondanza dei flussi, infatti, non è solo associata a conformazioni topologiche diverse, ma dipende fortemente anche dal grado di utilizzo dei canali di scambio, in altre parole da come la risorsa si ripartisce tra le diverse connessioni (ULANOWICZ, 2003). Dato che il flusso in ingresso ai Pozzi rimane costante nei due periodi considerati, e gli input al comparto agro-zootecnico (precipitazioni) e ai Corpi idrici (portate) non generano, se non in minima parte nel secondo caso, flussi entro il sistema (Fig. 8), la variazione di ridondanza tra la stagione estiva e il restante periodo dell'anno si deve soprattutto alla diversa ripartizione dei flussi che coinvolgono i comparti che beneficiano dell'acqua di sorgente.

Dalla tabella I l'overhead dissipativo, espresso come percentuale del potenziale di sviluppo, è nettamente più basso in estate che in inverno. Questo non significa che i fenomeni di evapotraspirazione siano più accentuati nella stagione fredda. Al contrario, come si può notare dai network di figura 4-a e 4-b, l'intensità del flusso di evapotraspirazione dal comparto agricolo (l'unico di tutto il sistema che presenta un valore di flusso dissipativo rilevante) è molto maggiore in estate. Tuttavia il risultato ottenuto si deve al fatto che l'indice di overhead pondera la frazione dissipata rispetto a tutta la risorsa che viene esportata, sia a scala complessiva sia per ciascun singolo comparto (ULANOWICZ, 2003). Dato che nel sistema investigato la dissipazione è a carico di soli due comparti, quello agro-zootecnico (n. 7) e quello dell'utenza privata (n. 5), e che, di fatto, il flusso generato dal comparto civile è molto più basso rispetto a quello del primo, è possibile spiegare il risultato per tutto il network ragionando su come il comparto n. 7 gestisce le proprie uscite. Nella fase invernale queste ultime si distribuiscono lungo due canali, l'export per infiltrazione nel terreno e la dissipazione, mentre in estate tutto l'output verso l'esterno del sistema è dovuto alla dissipazione. Dato che un sistema più sviluppato (o efficiente) riduce al minimo i canali lungo cui espletare le funzioni di scambio della risorsa, ne deriva che il network estivo, con un solo flusso in uscita verso l'esterno, deve essere maggiormente organizzato e l'overhead deve risultare inferiore rispetto a quello invernale. In pratica, il sistema in inverno fa ricorso a due canali per gestire i flussi in uscita dal comparto agricolo, mentre in estate la frazione in uscita è solo quella dissipata.

Il confronto con l'ecosistema lacustre, i cui indici sono riportati nell'ultima colonna di tabella I, permette di approfondire l'analisi in chiave gestionale. L'ecosistema si caratterizza per un livello di ottimizzazione dell'uso della risorsa intermedio tra quello dei network estivo e invernale di Albareto (Ascendency = 50%). Nell'ecosistema naturale la quota più consistente di overhead è concentrata nella ridondanza dei canali (33%), mentre nell'ecosistema urbano è la gestione delle entrate e delle uscite a caratterizzarsi per un livello di ottimizzazione relativamente basso. L'overhead sulle uscite, in particolare, presenta nell'ecosistema urbano valori molto superiori rispetto all'ecosistema naturale, con una forte differenza tra estate e inverno dovuta al flusso di infiltrazione nel terreno dal comparto agro-zootecnico. Dato che questo flusso contribuisce alla ricarica delle falde non si pone il problema di una sua diversa gestione (ammesso che fosse tecnicamente possibile). Tuttavia l'ecosistema urbano si avvicinerrebbe alla performance di quello naturale nel periodo estivo se fossero eliminate le perdite dalla rete di

distribuzione: esse costituiscono il flusso in uscita dal comparto n. 2 (Acquedotti) e rendono conto di una frazione pari al 10% dell'acqua in entrata alle Sorgenti, corrispondente a circa il 50% dell'acqua immessa negli Acquedotti (Fig. 7).

Il bassissimo valore di overhead sulle entrate tipico degli ecosistemi naturali (mai superiore all'1,5%, HEYMANS *et al.*, 2002) suggerisce che la risorsa dovrebbe essere conservata il più a lungo possibile nel sistema: in tal modo si avrebbe un soddisfacimento delle necessità dei vari comparti senza forzare il prelievo dall'esterno. In effetti anche l'overhead sulle entrate presenta un valore assai elevato nell'ecosistema urbano: 23,5% in entrambi i periodi, contro il 9% dell'ecosistema lacustre. Questo valore elevato si deve al fatto che il sistema ottiene acqua da molti canali di entrata (le precipitazioni, i corpi d'acqua superficiali, le sorgenti e i pozzi). Un overhead così elevato potrebbe essere ridotto senza compromettere la plasticità del sistema nei confronti di eventuali limitazioni nell'approvvigionamento. Considerato che le utenze civili private utilizzano acqua di ottima qualità anche per scopi non alimentari (irrigazione orti e giardini: CASELLA, 2004) è possibile immaginare una riduzione del prelievo per questi scopi, specialmente nel periodo estivo, quando la risorsa è disponibile in minore quantità. Tuttavia, come si nota dai due network, estivo e invernale, ridurre il flusso dal comparto n. 2 (Acquedotti) al comparto delle utenze civili private (n. 5) non significa necessariamente ridurre il prelievo, ma solo aumentare la quota che dalle sorgenti defluisce verso i corpi idrici superficiali. Questa frazione è comunque importante per mantenere l'integrità del sistema idrico di superficie (Deflusso Minimo Vitale), e politiche di riduzione dei consumi (campagne di informazione, adeguamento delle tariffe in relazione ai consumi, controllo di tutte le utenze mediante contatore) potrebbero incidere significativamente sul mantenimento della salute dei corpi idrici. Questa riduzione dei consumi andrebbe a configurarsi, quindi, non come una riduzione dell'overhead sulle entrate ma come un incremento dell'organizzazione (AMI, Ascendency) attraverso una diminuzione della ridondanza, dovuta a una diversa ripartizione dei flussi in uscita dal comparto n. 1. Una vera riduzione dell'overhead sulle entrate potrebbe ottenersi dal riutilizzo, a scopi non civili, dell'acqua che viene scaricata dalla peschiera. Compatibilmente con le indicazioni di una analisi costi-benefici e con gli standard qualitativi legati agli usi dell'acqua per le attività artigianali, parte di questa frazione, in uscita dal comparto n. 10, potrebbe venire riutilizzata nel comparto industriale (n. 8), che eviterebbe, di conseguenza, di prelevare acqua dai pozzi. Teoricamente l'acqua in uscita dalla Peschiera potrebbe sostituire la risorsa che attualmente

l'acquedotto fornisce al settore agricolo (flusso da n. 2 a n. 7), ma la fattibilità di questa operazione, ancora una volta, dipende dagli usi specifici che il comparto fa di questa acqua di ottima qualità e dai vincoli di natura tecnica e logistica che limitano la possibilità di distribuire la risorsa in uscita dalla Peschiera al comparto agro-zootecnico.

Le ipotesi di utilizzo testé descritte determinerebbero altresì un incremento della quota di overhead legato alla ridondanza dei canali, inteso come variazione della topologia dei flussi, e un aumento dell'indice di riciclo, che è decisamente inferiore a quello degli ecosistemi naturali. L'ecosistema preso a riferimento, il Lago Santo Parmense, ricicla il 13% della materia che lo compone e, in generale, gli ecosistemi arrivano a percentuali di riutilizzo delle risorse superiori al 40% (BAIRD e ULANOWICZ, 1993). Nel caso in esame l'indice di ciclizzazione è praticamente nullo, il che si deve alla presenza di soli tre cicli:

1. Corpi idrici → Commercio e industria → Corpi idrici
2. Corpi idrici → Commercio e industria → Fognatura → Corpi idrici
3. Corpi idrici → Peschiera → Corpi idrici

i quali trasportano una frazione di acqua che è piccola rispetto al totale. Il numero massimo di passaggi che la risorsa fa per arrivare al comparto da cui era partita (= lunghezza del ciclo) è pari a tre: il riciclo è quindi circoscritto a pochi comparti. L'efficacia del riciclo è associata, invece, a cicli lunghi (molti comparti traggono beneficio dalla medesima risorsa), e a una elevata magnitudo dei flussi ad essi associati. L'ipotetico riutilizzo dell'acqua scaricata dalla Peschiera potrebbe migliorare la performance di riciclo, attraverso la creazione di un percorso chiuso cui parteciperebbe il settore industriale-artigianale.

In sostanza, l'analisi del network dei flussi idrici del Comune di Albareto ha messo in evidenza una discreta propensione alla sostenibilità nella gestione della risorsa idrica, che potrebbe essere ulteriormente incrementata riducendo l'overhead sulle uscite (eliminazione delle perdite dalla rete acquedottistica), abbassando

l'overhead sulle entrate (es. eliminando il prelievo da pozzi), incrementando la frazione di acqua riutilizzata (uso dell'acqua della peschiera) e aumentando il livello di organizzazione del sistema con l'eliminazione di una quota di ridondanza associata alla ripartizione dei flussi in uscita dal comparto delle sorgenti, dovuta ai consumi spesso eccessivi dell'utenza civile, soprattutto nel periodo estivo.

CONCLUSIONI

Lo studio qui illustrato ha messo in evidenza come l'approccio ecosistemico consenta di affrontare il problema della sostenibilità dell'uso dell'acqua in termini complessivi, attraverso la mappatura completa dell'uso della risorsa sotto forma di flussi tra i vari settori che la utilizzano all'interno del sistema urbano.

Il confronto tra gli ecosistemi umani e quelli naturali, possibile attraverso l'analisi dei network, sembra indirizzare verso una definizione più precisa del termine sostenibilità, poiché permette di associare a caratteristiche qualitative ben definite anche degli indici in grado di misurare la performance del sistema. Il valore numerico e il significato di questi indici possono essere utilizzati per definire misure a carattere gestionale, contribuendo, quindi, a caratterizzare il percorso verso la sostenibilità in termini più operativi.

Tuttavia, affinché questo percorso diventi realizzabile, sarà necessario approfondire in termini di fattibilità le eventuali proposte che scaturiscono dall'analisi del network, valutando le implicazioni del versante economico e della valutazione di impatto, soprattutto in relazione ai criteri di qualità della risorsa.

RINGRAZIAMENTI

Si desidera ringraziare il Comune di Albareto nelle persone di Carlo Berni, Roberto Restani, Enrica Scarpenti e l'idraulico Fausto, i presidenti delle Comunali Benito Sabini e Luciano Gallinari, il Dott. Marco Bartoli e il Dott. Daniele Longhi per le attività di campo e di laboratorio, la Dott.ssa M.T. De Nardo della Regione Emilia-Romagna, il Dott. T. Catellani dell'Ex Genio Civile di Parma, l'Ing. Braga dell'Ufficio Idrografico del Po, l'Ing. A. Viglioli, la Dott.ssa A. Cavazzini.

BIBLIOGRAFIA

ALLESINA S., BONDAVALLI C., 2004. WAND: an ecological network analysis user-friendly tool. *Environmental Modelling & Software*, **19**: 337-340.

AA. VV., 2000. *Piano integrato di risanamento delle acque delle Valli del Taro e del Ceno. Sez. A - Idrologia, idraulica e qualità delle acque*. Studio inedito della Associazione Parma Po 2000 con la collaborazione di ARPA Sez. di Parma.

AA. VV., 2003. *Acqua. Fra incidenza sociale ed efficienza gestionale*. A cura di Angelo Riccaboni. Quaderni del Ponte. Il Ponte Editore. Firenze.

BAIRD D., ULANOWICZ R. E., 1989. The seasonal dynamics of the Chesapeake Bay ecosystem. *Ecological Monographs*, **59** (4): 329-364.

BAIRD D., ULANOWICZ R. E., 1993. Comparative studies on the

- trophic structure, cycling and ecosystem properties of four tidal estuaries. *Marine Ecology Progress Series*, **99**: 221-237.
- BAKER L. A., HOPE D., XU Y., EDMONDS L., LAUVER L., 2001. Nitrogen balance for the Central Arizona - Phoenix ecosystem. *Ecosystems*, **4**: 582-602.
- BERNARDI G., 2002. *Le Comunalie di Valditaro: una storia di 20 secoli*. A cura del Consorzio delle Comunalie Parmensi. Associazione Ricerche Storiche Valtaresi "A. Emmanueli". Borgo Val di Taro.
- BONDAVALLI C., BODINI A., ULANOWICZ R. E., 2001. Insights into the processing of carbon in the South Florida Cypress Wetlands: a whole ecosystem approach using network analysis. *Journal of Biogeography*, **27**: 697-710.
- CASELLA V., 2004. *L'uso della risorsa idrica nel Comune di Albareto. Propensione alla sostenibilità valutata mediante network analysis*. Tesi di laurea inedita in Scienze Ambientali. Università degli Studi di Parma.
- CAVAZZINI A., 2001. *La risorsa idrica nel Comune di Albareto (Provincia di Parma)*. Tesi di laurea inedita in Scienze Ambientali. Università degli Studi di Parma.
- HEYMANS J. J., ULANOWICZ R. E., BONDAVALLI C., 2002. Network analysis of the South Florida Everglades graminoid marshes and comparison with nearby Cypress ecosystems. *Ecological Modelling*, **149** (1-2): 5-23.
- MEINZEN-DICK R.S., ROSEGRANT M.W.(eds), 2001. Overcoming Water Scarcity and Quality Constraints. *2020 Focus* 9: 1-29. Washington, DC, USA: International Food Policy Research Institute.
- REDCLIFT M., 1987. *Sustainable Development*. Rutledge, London, 217 pp.
- SHAW R.W., OBERG S., 1993. Sustainable development: application of system analysis. *The Science of the Total Environment*, **149**: 193-214.
- ULANOWICZ R. E., 1986. *Growth and Development: Ecosystems Phenomenology*. Springer-Verlag, NY, 203 pp.
- ULANOWICZ R. E., 1997. *Ecology, the Ascendent Perspective*. Columbia University Press, NY, 201 pp.
- ULANOWICZ R.E., 2003. Quantitative methods for ecological network analysis. *Computational Biology and Chemistry*, **28**: 321-339.
- ULANOWICZ, R. E., KAY J. J., 1991. A package for the analysis of ecosystems flow networks. *Environmental Software* **6** (3): 131-142.

Valutazione dello stato ecologico del torrente Castellano (bacino del Tronto, Marche) nel tratto urbano di Ascoli Piceno mediante analisi della componente vegetale[§]

Mariacristina Torrisi, Lara Staffolani, Krunica Hruska*, Antonio Dell'Uomo

Dipartimento di Botanica ed Ecologia, Università degli Studi di Camerino, Via Pontoni 5, I-62032 Camerino (MC)

* Referente per la corrispondenza: fax 0737 404508; krunica.hruska@unicam.it

§ Ricerca realizzata con il finanziamento del Progetto Strategico di Ateneo 2003-2004

Pervenuto il 6.4.2005; accettato il 18.7.2005

Riassunto

È stata effettuata l'analisi ecologica comparativa della componente vegetale, spondale ed algale, del torrente Castellano nel tratto urbano di Ascoli Piceno (regione Marche, Italia centrale). Lo scopo è stato quello di verificare il rapporto tra le caratteristiche della suddetta componente ed il livello di antropizzazione del corso d'acqua e delle sue sponde. Il gradiente di pressione antropica crescente lungo il tratto studiato, che va dalla periferia della città alla confluenza del Castellano nel fiume Tronto, ha causato evidenti cambiamenti qualitativi nella flora delle sponde, che corre il pericolo di una eccessiva cosmopolitizzazione. Tale pressione è invece molto meno accentuata a livello del corso d'acqua (alveo e immediate vicinanze) dove la componente algale e la flora idrofittica ed elofittica manifestano un comportamento simile, segnalando un ambiente di ottima/buona qualità. Pertanto, al fine di giungere ad una soddisfacente riqualificazione dell'ecosistema fluviale in questo tratto, viene sottolineata la necessità di migliorare la componente vegetale spondale, incentivando gli scambi dinamici tra i frammenti della vegetazione naturale ancora esistenti.

PAROLE CHIAVE: ecosistema fluviale / componente vegetale spondale / comunità algali / analisi ecologica comparativa / livello di antropizzazione / riqualificazione

Evaluation of the ecological status of the Castellano River (Tronto basin, Marches Region) in the urban stretch of Ascoli Piceno, by analysis of the plant component

Comparative ecological analysis of the flora developed on the riverbanks and algal component present in the riverbed, has been carried out for the stretch of the Castellano River flowing through the urban area of Ascoli Piceno (Marches Region, central Italy). The aim was to assess the relationship between the characteristics of the vegetable component and the level of anthropization of the watercourse and its banks. The growing degree of anthropic pressure, which goes from the city outskirts to the Castellano's confluence into the Tronto, has caused evident qualitative changes in the riverbank flora, which risks excessive cosmopolitization. In contrast, this pressure is much less accentuated at the level of the watercourse (riverbed and immediate vicinities), where the algal component and the hydrophytic and helophytic flora manifest a similar behavior, indicating an environment of excellent/good quality. Thus, in order to obtain a satisfying restoration of the fluvial ecosystem in this stretch, the riverside plant component should be improved, promoting dynamic exchanges between the fragments of natural vegetation still in existence.

KEY WORDS: river ecosystem / riparian vegetable component / algal communities / comparative ecological analysis / anthropization level / restoration

INTRODUZIONE

Per la valutazione dello stato ecologico di un corso d'acqua nel suo complesso, o per tratti piuttosto estesi, viene correntemente utilizzato l'Indice di Funzionalità Fluviale o IFF proposto da SILIGARDI *et al.* (2000). Altro problema è invece quello che si pone per tratti

molto brevi o addirittura puntiformi in territorio urbano, e quindi molto più compromessi dall'attività antropica. In questi casi l'esigenza primaria è quella di evidenziare lo stato di naturalità della vegetazione spondale allo scopo di indicare i tratti ancora meritevoli di

conservazione e suggerire interventi di mitigazione nelle zone più fortemente rimaneggiate.

La presente ricerca è il risultato di un approccio basato sull'analisi integrata della componente vegetale spondale e di quella algale, con lo scopo di definire il livello di antropizzazione e valutare la qualità biologica del corso d'acqua, ipotizzando una possibile correlazione tra le due componenti. In questa maniera si è voluto dare attuazione, allo stesso tempo, alla Direttiva Europea WFD/60/2000/EC che raccomanda l'utilizzo della componente vegetale nella valutazione dello stato ecologico dei corsi d'acqua, e alla Direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali.

Nel caso specifico è stato esaminato il torrente Castellano nel tratto che attraversa l'abitato di Ascoli Piceno per rilevare le influenze antropiche e proporre eventuali interventi di riqualificazione dell'ambiente fluviale.

Il Castellano nasce a 2150 m di quota alle pendici del monte Cima Lepri (2445 m), nel Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga. Lungo il suo percorso attraversa la Valle Castellana, ricca di vegetazione e pascoli, raccogliendo le acque di numerosi fossi e ruscelli, tra cui i principali sono il Rio Tevera e il Rio Pantano, entrambi in destra idrografica. La sua lunghezza è di circa 40 km. Lungo il torrente sono presenti due invasi, il lago di Talvacchia e il lago di Castel Trosino, formati a seguito di sbarramenti Enel, a scopo idroelettrico. Presso Castel Trosino si immettono nel torrente alcune polle solfuree. Da qui, dopo un breve percorso turbinoso, le acque raggiungono Ascoli Piceno e si mescolano con quelle del Tronto (Fig. 1), alla quota 110 m s.l.m. Il legame tra ecosistema urbano e torrente è stato sempre molto stretto, facendo parte, quest'ultimo, del sistema difensivo della città e subendo al contempo un forte impatto antropico. Il Castellano rappresentava, sino al 1840, la linea di confine tra il Regno di Napoli e lo Stato della Chiesa.

Nel medioevo, le acque del Castellano venivano sfruttate per la produzione di carta, all'interno delle Cartiere Papali, situate nell'ultimo tratto del torrente. Fino agli inizi del '900, la notevole portata del torrente era utilizzata per praticare la fluitazione, ovvero il trasporto del legname da monte a valle.

MATERIALI E METODI

Le ricerche sullo stato di antropizzazione del torrente Castellano sono state effettuate negli anni 2003-2004. Le osservazioni sono state condotte in tre stazioni situate all'interno del tratto urbano di Ascoli Piceno: presso le Cartiere Papali, all'altezza del parcheggio di Porta Torricella e subito a monte della confluenza con il Tronto (Fig. 1), dove sono stati

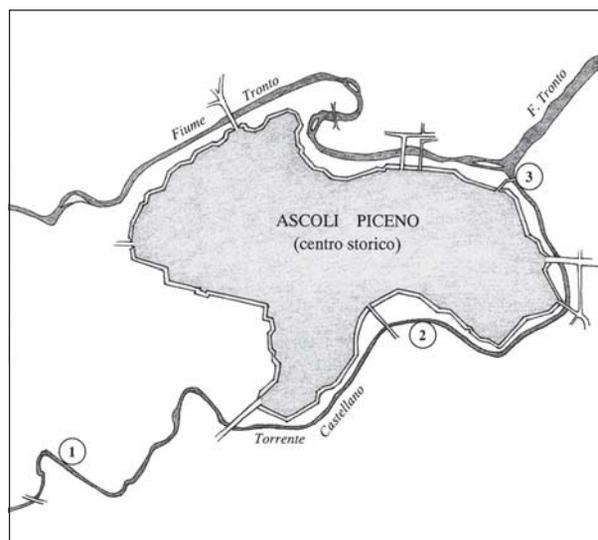


Fig. 1. Il torrente Castellano (bacino del fiume Tronto) nel tratto urbano di Ascoli Piceno. Stazioni di campionamento: 1= Cartiere Papali; 2= Parcheggio Torricella; 3= confluenza nel Tronto (a Monte).

realizzati sia i rilevamenti della componente vegetale spondale, che i campionamenti della componente algale.

L'elenco floristico delle fanerogame, ottenuto da rilevamenti effettuati su superfici spondali di circa 120 mq, è riportato nella Tab. I. L'analisi autoecologica e la successiva elaborazione dei morfogrammi, corogrammi ed ecogrammi della Fig. 2 sono state eseguite sulla base dei dati presenti in letteratura (ELLENBERG, 1979; PIGNATTI, 1982). Per valutare lo stato di naturalità ci si è avvalsi dei dati riguardanti la valenza fitosociologica delle singole specie (OBERDORFER, 1977-83; HRUSKA, 1984, 1988 a, 1988 b).

Per quanto riguarda la componente algale sono state prese in considerazione le Diatomee, che sono presenti in tutti i corsi d'acqua ed in ogni ambiente fluviale, ma con generi e specie differenti a seconda delle caratteristiche ecologiche di ogni singolo tratto. Di queste alghe sono state scelte le forme epilitiche, che meglio esprimono la qualità effettiva del corso d'acqua.

Per la raccolta e la preparazione dei campioni sono state adottate le tecniche consigliate da KELLY *et al.*, (1998) e dalle Normative Europee EN 13946 (2003) e EN 14407 (2004). Per l'identificazione e la denominazione dei taxa è stata principalmente utilizzata la monografia di KRAMMER e LANGE-BERTALOT (1986, 1988, 1991a e 1991b). Per ciascuna delle tre stazioni sono stati quindi elaborati gli spettri ecologici delle rispettive comunità diatomiche. L'elenco di tutte le specie, con i rispettivi parametri ecologici, aggiornati rispetto a TORRISI e DELL'UOMO (2001), è riportato nella Tab. II. I

parametri considerati, che hanno consentito di elaborare gli spettri ecologici riportati nella Fig. 4, sono:

- il pH, secondo la classificazione di HUSTEDT (1956) e i dati riportati da HÅKANSSON (1993) e VAN DAM *et al.* (1994);
- il tenore in ossigeno disciolto, secondo VAN DAM *et al.* (1994);
- la sostanza organica, con riferimento alla classificazione degli organismi saprobi proposta da SLÁDECEK (1973);
- i nutrienti, semplificando e integrando i dati di HOFFMANN (1994) e VAN DAM *et al.* (1994);
- la salinità, e in particolare i cloruri; in questo caso è stata adottata la classificazione proposta da DEL-

Tab. I. Elenco specifico della flora spondale del torrente Castellano nel tratto urbano di Ascoli Piceno con dati relativi a forme biologiche e tipi corologici (per le abbreviazioni si veda la Fig. 2. Le specie con abbondanza inferiore all'1% non sono state incluse nella elaborazione della Fig. 2A).

Specie	Forma biologica	Tipo corologico	Specie	Forma biologica	Tipo corologico
<i>Aegopodium podagraria</i> L.	G	Eurosiberiana	<i>Laurus nobilis</i> L.	P	Medit.
<i>Ailanthus altissima</i> (Miller) Swingle	P	Coltiv.	<i>Ligustrum vulgare</i> L.	NP	Euras.
<i>Alliaria petiolata</i> (Bieb.) Cavara et Grande	H	Paleotemp.	<i>Lythrum salicaria</i> L.	H	Subcosmop.
<i>Alnus glutinosa</i> (L.) Gaertner	P	Paleotemp.	<i>Mentha aquatica</i> L.	H	Paleotemp./ subcosmop.
<i>Arctium lappa</i> L.	H	Euras.	<i>Myosoton aquaticum</i> (L.) Moench.	H (T)	Eurosiberiana
<i>Artemisia verlotorum</i> Lamotte	H/G	Asia orientale	<i>Nasturtium officinale</i> R.Br.	H	Cosmop.
<i>Artemisia vulgaris</i> L.	H	Circumbor.	<i>Ostrya carpinifolia</i> Scop.	P	Circumbor., pontica
<i>Arundo plinii</i> Turra	G	Medit.	<i>Parietaria officinalis</i> L.	H	Euras.
<i>Aster squamatus</i> (Sprengel) Hieron	T/H	Neotropicale	<i>Petasites hybridus</i> (L.) Gaertner, M. et Sch.	G	Euras.
<i>Ballota nigra</i> L.	P	Medit.	<i>Phragmites communis</i> Trin.	He/G	Subcosmop.
<i>Bidens tripartita</i> L.	T	Euras.	<i>Platanus orientalis</i> L.	P	SE-eu.
<i>Bidens frondosa</i> L.	T	N-amer.	<i>Polygonum mite</i> Schrank	T	Eu-cauc.
<i>Brachypodium sylvaticum</i> (Hudson) Beauv.	H	Paleotemp.	<i>Populus nigra</i> L.	P	Paleotemp.
<i>Bryonia dioica</i> Jacq.	G/H	Medit.	<i>Ranunculus lanuginosus</i> L.	H	Eu-cauc.
<i>Callitriche palustris</i> L.	I	Circumbor.	<i>Ranunculus trichophyllus</i> Chaix	I	Eu.
<i>Calystegia sepium</i> (L.) R. Br.	H	Paleotemp.	<i>Robinia pseudoacacia</i> L.	P	N-amer.
<i>Carex pendula</i> Hudson	He/Hc	Euras.	<i>Rubus caesius</i> Gremler	NP	Euras.
<i>Chelidonium majus</i> L.	H	Euras., circumbor.	<i>Rubus hirtus</i> W. et K.	NP	Cosmop.
<i>Chenopodium album</i> L.	T	Subcosmop.	<i>Rubus ulmifolius</i> Shott.	NP	Medit.
<i>Cirsium creticum</i> (Lam.) D'Urv.	G	Euras.-temp.	<i>Rumex sanguineus</i> L.	H	Eu-cauc.
<i>Clematis vitalba</i> L.	P	Eu-cauc.	<i>Sambucus nigra</i> L.	P	Eu-cauc.
<i>Cornus sanguinea</i> L.	P	Euras.-temp.	<i>Schoenoplectus lacustris</i> (L.) Palla	G/He	Subcosmop.
<i>Cyperus longus</i> L.	G/He	Paleotemp.	<i>Silene alba</i> (Miller) Krause	H	Paleotemp.
<i>Epilobium hirsutum</i> L.	H	Paleotemp./ subcosmop.	<i>Smyrniolum olusatrum</i> L.	H	Mediterraneo- atlantica
<i>Equisetum telmateja</i> Ehrh.	G	Circumbor.	<i>Solanum dulcamara</i> L.	NP	Paleotemp.
<i>Eupatorium cannabinum</i> L.	H	Paleotemp.	<i>Solanum nigrum</i> L.	T	Cosmop.
<i>Ficus carica</i> L.	P	Mediterraneo- Turanaiana	<i>Salix alba</i> L.	P	Paleotemp.
<i>Galinsoga parviflora</i> Cav.	T	S-amer.	<i>Stachys sylvatica</i> L.	H	Eurosib.
<i>Hedera helix</i> L.	P	Submedit- subatlantica	<i>Symphytum tuberosum</i> L.	G	S-Eu. (Subpont.)
<i>Helianthus tuberosus</i> L.	G	N-amer.	<i>Tussilago farfara</i> L.	G	Paleotemp.
<i>Humulus lupulus</i> L.	P	Eu-cauc.	<i>Typha angustifolia</i> L.	G	Cicumbor.
<i>Hypericum tetrapterum</i> Fries	H	Paleotemp./ subcosmop.	<i>Ulmus minor</i> Miller	P	Eu-cauc.
<i>Lamium maculatum</i> L.	H	Euras. temperata	<i>Urtica dioica</i> L.	H	Subcosmop.
			<i>Veronica anagallis aquatica</i> L.	H (T)	Cosmop.
			<i>Vitis vinifera</i> L.	P	Origine dubbia
			<i>Xanthium italicum</i> Moretti	T	Eu-cauc.

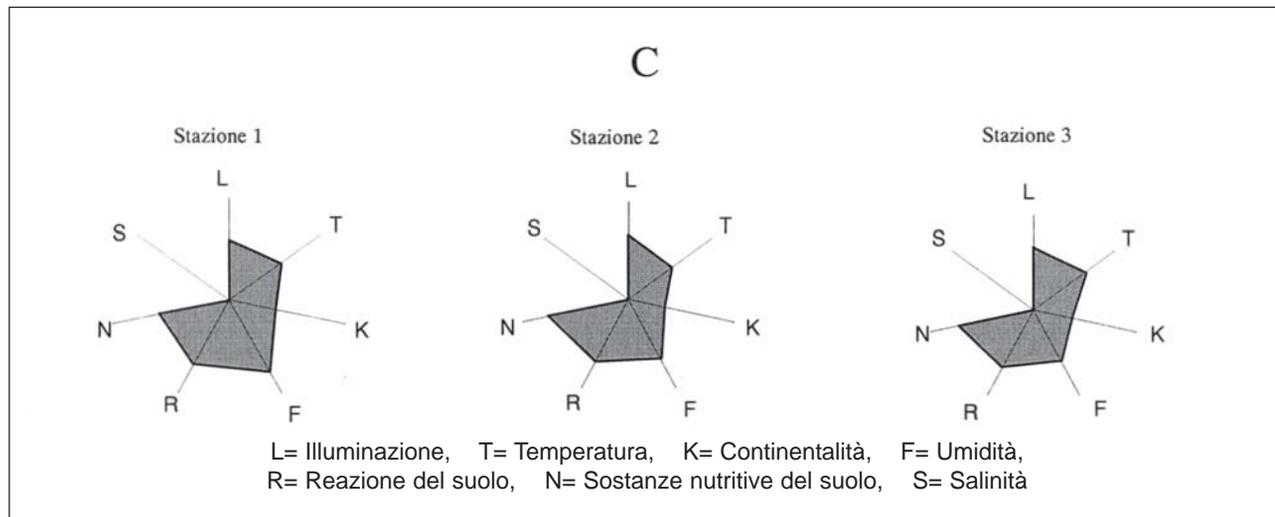
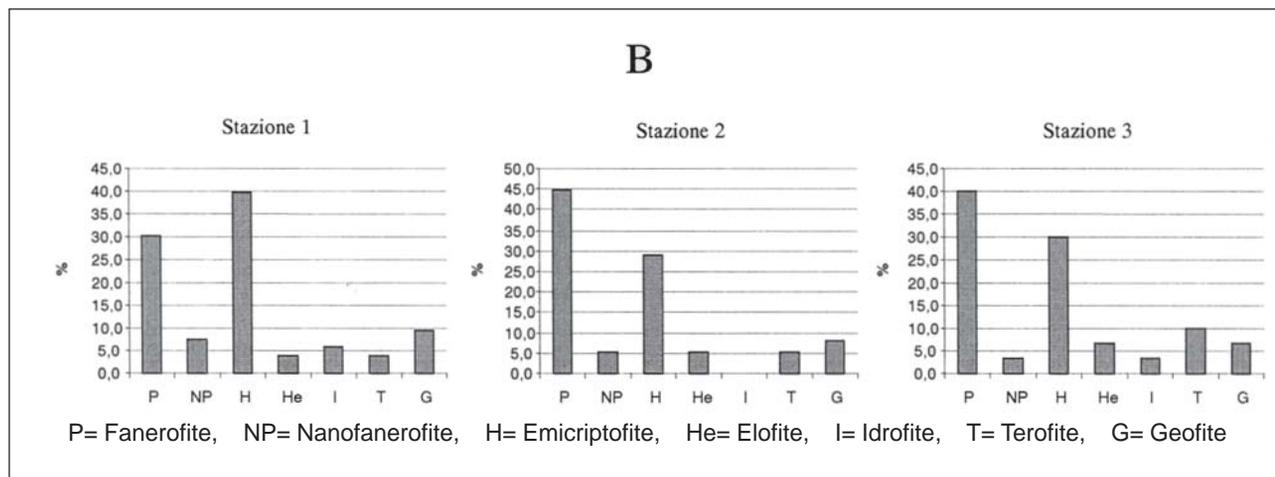
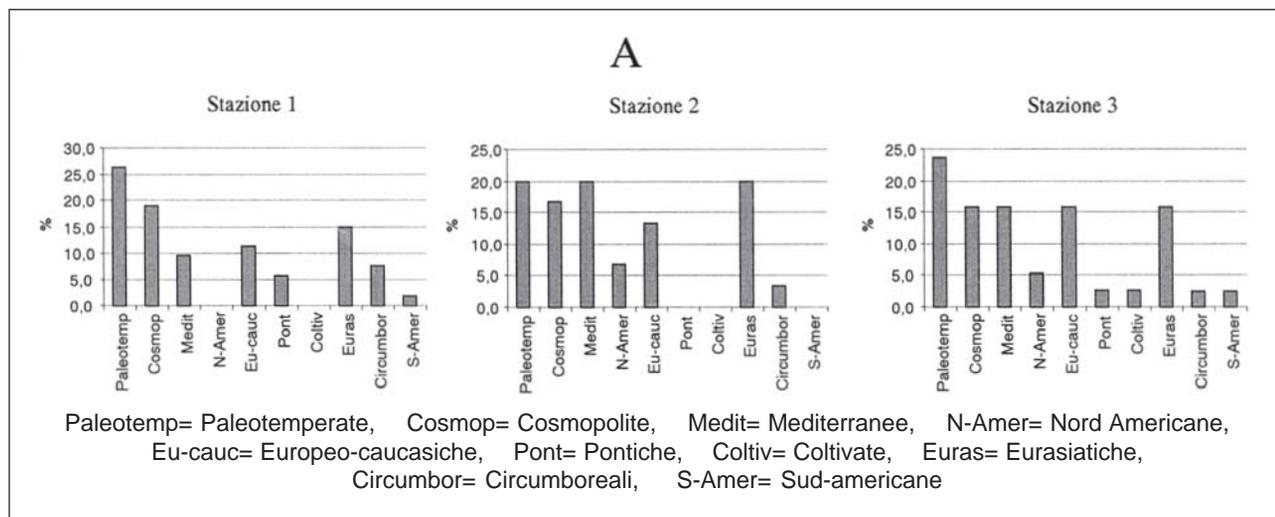


Fig. 2. Analisi ecologica della componente vegetale spondale: A= corogrammi; B= morfogrammi; C= ecogrammi.

Tab. II. Elenco delle Diatomee del torrente Castellano e relativi parametri ecologici.

Taxa e Autori	pH	O ₂ disciolto	Saprobietà	Trofismo	Salinità
<i>Achnanthes biasoletiana</i> Grunow	n-ak	1	o	oligo	oe
<i>Achnanthes flexella</i> (Kützing) Brun	n/i	1	x	ipo	hb
<i>Achnanthes laterostrata</i> Hustedt	n/i	1	x	ipo	hb
<i>Achnanthes minutissima</i> Kützing	n-ak	1	o	oligo	oe
<i>Amphora inariensis</i> Krammer	n-ak	1	x-o	ipo	hb-oe
<i>Amphora libyca</i> Ehrenberg	ak	2	o-β	meso-eu	ot
<i>Amphora montana</i> Krasske	ak	1	o-β	meso	ot
<i>Amphora ovalis</i> (Kützing) Kützing	ak	2	o-β	oligo-meso	ot
<i>Amphora pediculus</i> (Kützing) Grunow	ak	2	o-β	oligo-meso	ot
<i>Caloneis alpestris</i> (Grunow) Cleve	n-ak	1	x	ipo	hb
<i>Caloneis bacillum</i> (Grunow) Cleve	ak	2	x-o	oligo	hb-oe
<i>Cocconeis pediculus</i> Ehrenberg	ak	1	o-α	oligo-eu	ot-h
<i>Cocconeis placentula</i> var. <i>lineata</i> (Ehrenberg) Van Heurck	ak	3	x-β	oligo-meso	ot
<i>Cyclotella distinguenda</i> Hustedt	n-ak	2	o	oligo-meso	oe
<i>Cyclotella meneghiniana</i> Kützing	ak	4	β-α	meso-eu	h
<i>Cyclotella ocellata</i> Pantocsek	ak	1	x	oligo	oe
<i>Cymatopleura elliptica</i> (Brébisson) W. Smith	ak	2	o-β	meso	ot
<i>Cymbella affinis</i> Kützing	ak	1	o	oligo	oe
<i>Cymbella amphicephala</i> Naegeli	n/i	1	x-o	oligo	oe
<i>Cymbella cistula</i> (Ehrenberg) Kirchner	ak	1	o	oligo-meso	ot
<i>Cymbella helvetica</i> Kützing	ak	1	x	ipo	hb-oe
<i>Cymbella lacustris</i> (Agardh) Cleve	ak	2	o-β	oligo-meso	ot
<i>Cymbella lanceolata</i> (Ehrenberg) Kirchner	ak	1	o	oligo-meso	oe
<i>Cymbella microcephala</i> Grunow	n-ak	1	x-β	oligo-meso	oe
<i>Cymbella prostrata</i> (Berkeley) Grunow	ak	1	o-β	oligo-meso	ot
<i>Denticula tenuis</i> Kützing	n-ak	1	x	ipo-oligo	hb
<i>Diatoma moniliformis</i> Kützing	n/i	2	o-α	meso	ot-h
<i>Diatoma vulgare</i> Bory	akb	2	o-α	meso	ot
<i>Diploneis elliptica</i> (Kützing) Cleve	ak	1	x-o	ipo-oligo	oe
<i>Diploneis oblongella</i> (Naegeli) Cleve-Euler	ak	1	x-o	oligo	oe
<i>Diploneis oculata</i> (Brébisson) Cleve	n/i	1	x-o	ipo-oligo	oe
<i>Diploneis ovalis</i> (Hilse) Cleve	ak	1	x-o	ipo-oligo	oe
<i>Epithemia adnata</i> (Kützing) Brébisson	ak-akb	1	x-o	ipo-oligo	oe
<i>Fragilaria capucina</i> Desmazieres	n-ak	1	o	oligo	oe
<i>Fragilaria capucina</i> var. <i>vaucheriae</i> (Kützing) Lange-Bertalot	ak	2	β	meso-eu	ot
<i>Fragilaria dilatata</i> (Brébisson) Lange-Bertalot	ak	1	o	oligo	oe
<i>Fragilaria tenera</i> (W.Smith) Lange-Bertalot	n-ac	1	x	ipo	hb
<i>Fragilaria ulna</i> (Nitzsch.) Lange-Bertalot	ak	2	o-β	meso-eu	ot
<i>Gomphonema angustum</i> Agardh	ak	1	x	ipo	oe
<i>Gomphonema clavatum</i> Ehrenberg	n/i	1	x-o	oligo	hb
<i>Gomphonema olivaceum</i> (Hornemann) Brébisson	akb	1	o	oligo	oe
<i>Gomphonema parvulum</i> (Kützing) Kützing	n/i	3	β-α	meso-eu	ot
<i>Gomphonema truncatum</i> Ehrenberg	ak	2	o-β	oligo-meso	ot
<i>Hantzschia amphioxys</i> (Ehrenberg) Grunow	n/i	2	o-β	meso-eu	ot
<i>Mastogloia smithii</i> Thwaites	ak	1	o-β	oligo-meso	β-m
<i>Melosira varians</i> Agardh	ak	2	x-α	oligo-eu	ot
<i>Navicula capitatoradiata</i> Germain	ak	2	β-α	meso-eu	ot-h
<i>Navicula cryptotenella</i> Lange-Bertalot	ak	1	o-β	oligo-meso	oe
<i>Navicula gottlandica</i> Grunow	ak	2	o-β	oligo-meso	β-m
<i>Navicula ignota</i> Krasske	ak	1	o-β	eu	h
<i>Navicula laevis</i> Kützing	n/i	1	x	oligo-meso	hb
<i>Navicula lenzii</i> Hustedt	ak	1	x	ipo-oligo	oe
<i>Navicula radiosa</i> Kützing	n/i	1	x-o	oligo	oe
<i>Navicula tripunctata</i> (O.F.Müller) Bory	ak	2	x-β	oligo	ot
<i>Nitzschia dissipata</i> (Kützing) Grunow	ak	2	o-α	meso	ot
<i>Nitzschia fonticola</i> Grunow	ak	1	o-β	oligo-meso	oe
<i>Nitzschia frustulum</i> (Kützing) Grunow	ak	4	β	meso-eu	h
<i>Nitzschia gessneri</i> Hustedt	n/i	1	o	oligo-meso	oe
<i>Nitzschia hantzschiana</i> Rabenhorst	n-ak	1	x-o	oligo-meso	hb
<i>Rhoicosphenia abbreviata</i> (C.Agardh) Lange-Bertalot	ak	1	o-β	oligo-meso	oe

akb - specie alcalibionti; ak - specie alcalifile; n/i - specie neutrofile/indifferenti; ac - specie acidofile

1 - 100% saturazione; 2 - >75% saturazione; 3 - >50% saturazione; 4 - >30% saturazione

x - specie xenosaprobie; o - specie oligosaprobie; β - specie β-mesosaprobie; α - specie α-mesosaprobie; p - specie polisaprobie

ipo - ipotrofia; oligo - oligotrofia; meso - mesotrofia; eu - eutrofia

hb - specie alofobe; oe - specie oligoalobie esigenti; ot - specie oligoalobie tolleranti; h - specie alofile; β-m - specie β-mesoalobie.

L'UOMO (2004) che ha rielaborato, sulla base delle osservazioni condotte sui corpi idrici superficiali del territorio italiano, i sistemi alobici proposti da KOLBE (1927), HUSTEDT (1956) e VAN DAM *et al.* (1994).

La qualità biologica nelle tre stazioni esaminate è stata valutata mediante l'indice diatomico EPI-D (DELL'UOMO, 2004) e utilizzando per il calcolo il software OMNIDIA 3 (LECOINTE *et al.*, 1993; LECOINTE *et al.*, 1999). L'EPI-D si basa sulla sensibilità delle Diatomee alla sostanza organica, ai nutrienti ed ai sali minerali disciolti in acqua, in particolare i cloruri; esso rileva pertanto fenomeni di eutrofizzazione e/o inquinamento eventualmente presenti nel corpo idrico. I campionamenti sono stati effettuati nella condizione di magra del torrente, nello stato cioè di massima concentrazione degli inquinanti.

Allo scopo di verificare l'eventuale correlazione tra la flora spondale e la componente algale in rapporto al livello di antropizzazione, gli elenchi specifici ottenuti sono stati sottoposti a "cluster analysis" con il programma PAST (RYAN *et al.*, 1994), prendendo in considerazione presenza e abbondanza delle entità presenti nelle tre stazioni.

RISULTATI

Componente vegetale delle sponde e stato di naturalità

Lo studio ecologico della componente vegetale qui condotto ha fornito risultati interessanti per quanto riguarda il livello di antropizzazione delle stazioni studiate, evidenziato tramite l'analisi corologica, la durata del ciclo vitale e la valenza ecologica delle specie spondali. Per quanto riguarda i tipi corologici, in tutte e tre le stazioni risultano bene rappresentate le specie paleotemperate, cosmopolite, mediterranee, eurocaucasiche, eurasiatiche e circumboreali, mentre è variabile la presenza di quelle pontiche, americane e coltivate (Fig. 2A). Dai corogrammi elaborati si deduce che l'impatto antropico influenza negativamente la stabilità corologica della vegetazione ripariale causando la diminuzione dei gruppi specifici naturali, a favore di quelli ad ampia distribuzione ed estranei al territorio. Lo stretto rapporto tra la città e il torrente favorisce l'inserimento nella vegetazione spondale di diverse specie sinantropiche e di neofite. Questo fatto è stato osservato in particolar modo nel tratto terminale del torrente, dove si sono insediate alcune specie invasive, tra cui *Helianthus tuberosus* L., *Aster squamatus* (Sprengel) Hieron ed *Eleusine indica* (L.) Gaertner che risalgono dalle sponde del Tronto.

I morfogrammi della flora spondale (Fig. 2B) confermano la presenza di un gradiente di antropizzazione che aumenta progressivamente fino alla confluenza

con il Tronto. Nella prima stazione (Cartiere Papali) è presente una vegetazione strutturalmente piuttosto articolata che si avvicina a quella naturale, con dominanza di esemplari di *Salix alba* L. e *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner. Nella seconda e terza stazione l'aumento dell'impatto antropico causa una semplificazione strutturale della vegetazione. I cambiamenti sono stati indotti dall'uomo con l'impianto di diversi alberi e arbusti allo scopo di proteggere gli argini, e con l'introduzione di specie ornamentali e alberi da frutto in alcuni tratti di più facile accesso.

Sulla base delle sue esigenze ecologiche ogni specie può essere considerata come un bioindicatore. Gli indici ecologici che vengono elaborati a partire dalla valenza ecologica delle specie vegetali consentono di effettuare la stima della qualità di un determinato ambiente. I fattori ecologici presi in considerazione nel presente studio sono: la temperatura (T), la continentalità (C), l'umidità (U), la reazione del suolo (R), le sostanze nutritive (N) e la salinità (S). I valori degli indici sono espressi mediante una scala crescente che va da 1 a 9 attribuendo ad ogni specie, per ciascuno dei suddetti fattori, il valore numerico che corrisponde al suo optimum ecologico (ELLENBERG, 1977). Dagli ecorogrammi presentati nella figura 2C si deduce che le condizioni ecologiche lungo le sponde del torrente Castellano, nelle tre stazioni considerate, sono molto simili. Si tratta di ambienti ombreggiati, a temperatura moderata, notevolmente umidi, con suolo arricchito in sostanze organiche provenienti dall'accumulo e successiva degradazione dei materiali trasportati dalle acque, ma anche dal riversamento dei liquidi e dei rifiuti solidi dall'alto della città. Nella prima stazione è stata rilevata una debole salinità causata dall'acqua proveniente dalle polle sulfuree di Castel Trosino, fatto che viene confermato anche dall'analisi della componente algale.

La valutazione dello stato di naturalità è stata effettuata mediante verifica della valenza fitosociologica di ogni singola specie nelle stazioni studiate. In base a ciò sono stati individuati tre tipi di ambienti: naturale, seminaturale e antropizzato. I risultati sono riportati nella figura 3, la quale conferma la presenza di un gradiente crescente di antropizzazione dalle Cartiere Papali fino alla confluenza nel Tronto. Confrontando i dati ottenuti con quanto indicato dalla Direttiva Europea 92/43/CEE, relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, si può dedurre che la componente spondale della prima stazione rappresenta un frammento di vegetazione naturale molto simile ai boschi naturali con dominanza di *Salix alba* e *Alnus glutinosa*. Quest'area merita quindi di essere protetta, anche in considerazione della flora elofitica ed idrofittica qui ancora bene rappresentata, come sarà meglio

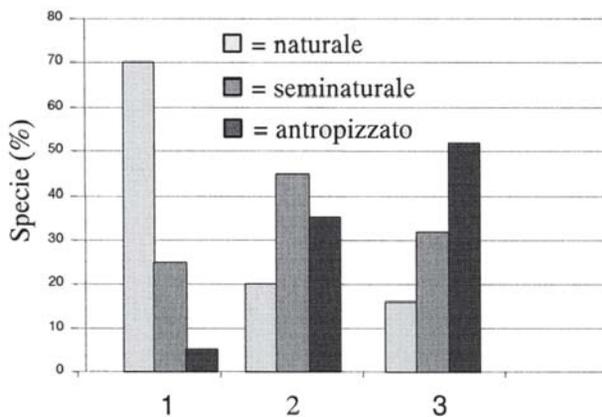


Fig. 3. Valutazione del livello di antropizzazione delle sponde del torrente Castellano basata sulla valenza fitosociologica della componente vegetale.

precisato successivamente. Questo accorgimento potrebbe favorire scambi specifici all'interno delle aree occupate dalla vegetazione naturale ripariale, incentivando l'effetto "corridoio ecologico" nel territorio.

Valutazione della qualità biologica del corso d'acqua tramite la componente algale

Nella ricerca sul torrente Castellano, per ciascuna delle tre stazioni prese in considerazione, sono state esaminate le rispettive comunità diatomiche presenti in alveo. Per ogni stazione, sulla base della valenza ecologica delle singole specie (Tab. II), sono stati elaborati gli spettri ecologici della figura 4. Dai risultati ottenuti si possono dedurre le seguenti considerazioni:

- gli spettri delle prime due stazioni sono in generale molto simili fra loro, mentre si differenziano alquanto da quelli della terza stazione, un po' più compromessa dall'impatto antropico;
- per quanto concerne il pH, in tutte le stazioni prevalgono decisamente le specie alcalofile (Fig. 4a);
- le comunità diatomiche osservate indicano un'elevata ossigenazione delle acque nelle prime due stazioni, che comunque si mantiene a buon livello anche nella terza (Fig. 4b);
- il trofismo aumenta progressivamente, anche se moderatamente, passando dalla prima stazione, dove prevale il livello di oligotrofia, alla terza, in cui domina invece quello di mesotrofia (Fig. 4c);
- quanto al grado saprobico, risulta dovunque dominante l'oligosaprobietà (Fig. 4d);
- gli spettri della salinità (Fig. 4e) mostrano la predominanza delle specie oligoalobie; tuttavia, a partire già dalla prima stazione, è da notare una debole presenza di specie alofile e β -mesoalobie, che solitamente si incontrano in ambienti degradati. Questa presenza, solo qualitativamente significativa, non va attribuita

Tab. III. Qualità biologica del torrente Castellano nelle tre stazioni esaminate, espressa mediante l'indice diatamico EPI-D in scala 0-4, in cui i valori prossimi a zero significano acque "pulite", quelli prossimi a 4 acque fortemente inquinate.

Stazioni	EPI-D	Qualità
1. Cartiere Papali	0,65	ottima
2. Parcheggio Torricella	0,76	ottima
3. Confluenza nel Tronto (a monte)	0,95	buona/ottima

ad impatto antropico, bensì alle polle sulfuree che si immettono nel Castellano presso Castel Trosino. Le specie che in questo contesto meritano di essere segnalate sono: *Mastogloia smithii* Thwaites, *Navicula gottlandica* Grunow, *N. gregaria* Donkin, *Nitzschia frustulum* (Kützing) Grunow e *Cyclotella meneghiniana* Kützing.

La valutazione della qualità biologica, effettuata tramite l'indice EPI-D, ha mostrato in tutte e tre le stazioni ottimi risultati (Tab. III). Da notare che nell'ultima stazione il valore dell'indice, anche se ancora molto buono, risulta significativamente più elevato che nelle altre due.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

L'analisi ecologica della componente vegetale presente attualmente sulle sponde e nell'alveo del torrente Castellano, nel tratto che va dalle Cartiere Papali alla confluenza nel Tronto, ha permesso di ottenere risultati molto significativi dal punto di vista ecologico. Poiché lo scopo principale del presente studio consisteva nella verifica delle correlazioni tra la flora spondale e la componente algale in relazione al grado di antropizzazione del corso d'acqua, sono stati elaborati, mediante "cluster analysis", i dendrogrammi della figura 5. Questa figura conferma quanto già emerso dalle precedenti analisi e cioè che le prime due stazioni sono tra loro molto simili, mentre la terza se ne discosta alquanto.

Tra le specie algali più caratteristiche delle prime due stazioni, le cui acque sono risultate di ottima qualità, figurano *Achnanthes flexella* (Kützing) Brun, *A. biasoletiana* Grunow, *A. minutissima* Kützing, *Amphora inariensis* Krammer, *Caloneis alpestris* (Grunow) Cleve, *Cymbella helvetica* Kützing, *Denticula tenuis* Kützing, *Diploneis elliptica* (Kützing) Cleve, *Fragilaria capucina* Desmazières, *Gomphonema angustum* Agardh, *Navicula laevisissima* Kützing, *N. radiosa* Kützing e *N. subalpina* Reichardt. La differenza tra queste due stazioni è essenzialmente di carattere quantitativo, in quanto passando dalla prima alla seconda si ha una leggera diminuzione dell'abbondanza delle specie suddette. Nella comunità algale della terza

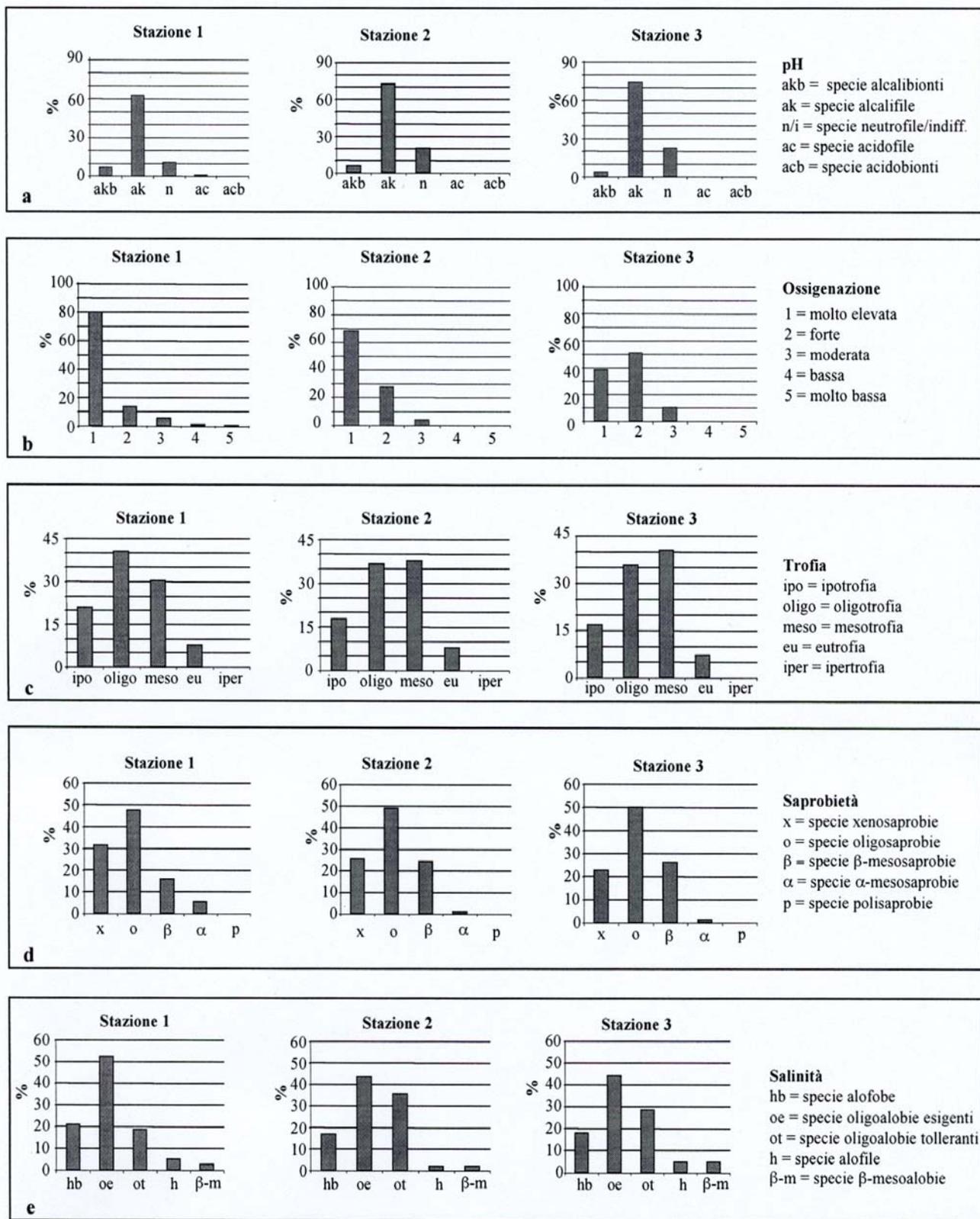


Fig. 4. Spettri ecologici delle comunità di Diatomee epilithiche rinvenute nelle tre stazioni del torrente Castellano.

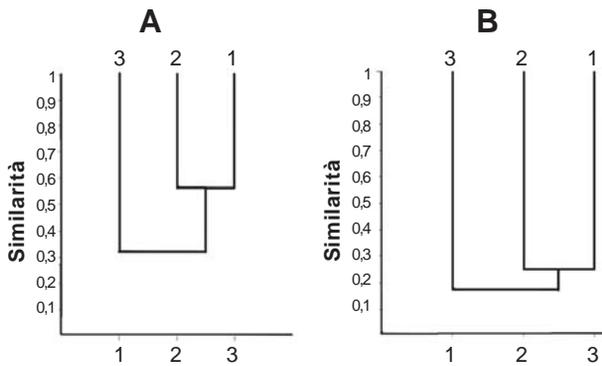


Fig. 5. Dendrogrammi della componente vegetale algale (A) e spondale (B) delle stazioni esaminate ottenuti mediante cluster analysis.

stazione dominano entità che si incontrano ancora in acque di buona qualità, ma più tolleranti, rispetto ai parametri considerati, come *Amphora ovalis* (Kützing) Kützing, *Navicula ignota* (Kasske) Lund, *N. tripunctata* (O.F. Müller) Bory, *Nitzschia fonticola* Grunow e *Rhoicosphenia abbreviata* (Agardh) Lange-Bertalot.

La flora spondale, invece, risponde in maniera più decisa alla crescente antropizzazione che si verifica lungo il corso d'acqua. Mentre nella prima stazione sono ancora bene rappresentate alcune specie tipiche dell'ambiente fluviale naturale centro-appenninico, come *Alnus glutinosa* (L.) Gaertner, *Ulmus minor* Miller *Salix alba* L., *Carex pendula* Hudson, *Equisetum telmateja* Ehrh., *Stachys sylvatica* L., *Bryonia dioica* Jacq., *Rumex sanguineus* L., *Cyperus longus* L., *Brachypodium sylvaticum* (Hudson) Beauv., ecc., già nella seconda inizia la loro sostituzione con specie a più ampia valenza ecologica. In particolar modo diventano abbondanti le specie erbacee caratteristiche di aggruppamenti nitrofilo (*Aegopodium podagraria* L., *Ranunculus lanuginosus* L., *Alliaria petiolata* (Bieb.) Cavara et Grande, *Chelidonium majus* L., *Epilobium hirsutum* L., *Lamium maculatum* L., *Silene alba* (Miller) Krause, ecc.), alcune delle quali, come *Petasites hybridus* (L.) Gaertner, M. et Sch. ed *Eupatorium cannabinum* L. e *Calystegia sepium* (L.) R.Bf. sopportano bene il disturbo antropico.

Nella terza stazione un disturbo ancora più accentuato causa la perdita dell'equilibrio naturale e la rottura dei legami tra le specie della vegetazione spondale. Diventano abbondanti *Sambucus nigra* L., *Ficus carica* L., *Ligustrum vulgare* L., *Rubus ulmifolius* Shott, *Parietaria officinalis* L., *Artemisia vulgaris* L., *Ballosa nigra* L., *Urtica dioica* L., ecc. Si sviluppa eccessivamente lo strato arbustivo che viene utilizzato come supporto dalle specie lianose come *Humulus lupulus*

L., *Clematis vitalba* L. e *Vitis vinifera* L. Si forma un mosaico vegetale di eterogenea provenienza la cui composizione cambia a seconda delle condizioni microclimatiche. Nelle aree fortemente disturbate lasciate libere dalla flora spondale si insediano entità alloctone come *Ailanthus altissima* (Miller) Swingle, *Robinia pseudoacacia* L. o *Artemisia verlotorum* Lamotte, che invadono interi tratti sviluppandosi con numerosi esemplari. In questi casi il torrente funge da corridoio ecologico in senso negativo in quanto favorisce la cosmopolitizzazione della flora spondale, con conseguente semplificazione strutturale e sostituzione dei tipi vegetazionali originari con vari aggruppamenti secondari (HRUSKA, 1988 b). Questa situazione è condizionata anche dai rapporti dinamici tra la componente biotica urbana e quella dell'ecosistema fluviale. Siccome l'impatto di specie estranee può avere risvolti negativi sulle caratteristiche ecologiche della componente fisica dell'intero ecosistema fluviale, sarebbe opportuno tenere sotto controllo la diffusione delle entità più competitive.

I cambiamenti qualitativi e strutturali della componente vegetale spondale vengono ulteriormente influenzati dalla presenza di una ricca fauna ornitica richiamata dalle abbondanti fonti trofiche. L'attuale abbondanza di entità come *Sambucus nigra*, *Ligustrum vulgare*, *Solanum dulcamara* L. ed *Hedera helix* L. sulle sponde del Castellano, è la conseguenza di un'accentuata ornitocoria, che favorisce la dispersione delle piante con frutti maggiormente presenti nella dieta degli uccelli che nidificano nella fitta vegetazione spondale.

Le elofite e le idrofite mostrano un comportamento simile a quello evidenziato dalle comunità algali in quanto risentono dell'impatto antropico molto meno della flora spondale. Acque di ottima qualità ed habitat idonei favoriscono la presenza delle due categorie sopra nominate e di altre specie che prediligono questo ambiente. Si sviluppano qui *Ranunculus trichophyllus* Chaix, *Nasturtium officinale* R.Br., *Veronica anagallis aquatica* L., *Callitriche palustris* L., *Schoenoplectus lacustris* (L.) Palla, *Hypericum tetrapterum* Fries, *Cyperus longus* L., *Myosoton aquaticum* (L.) Moench., ecc. La loro abbondanza dipende molto dalla configurazione morfologica delle sponde del torrente Castellano e dalla portata.

In conclusione, mentre la vegetazione prettamente spondale mostra in maniera evidente la progressiva antropizzazione e il rimaneggiamento delle sponde tramite la successione dei gruppi specifici caratteristici sopra nominati, il corso d'acqua, meno soggetto all'influsso antropico, mostra in maniera molto più sfumata la perdita di qualità.

Il fatto che il corpo idrico sia ancora di ottima/buona qualità giustifica ampiamente un progetto di

riqualificazione fluviale che, in questo caso, dovrà riguardare soprattutto le sponde mediante interventi indirizzati al recupero qualitativo della flora ripariale. L'estirpazione delle entità arboree ed arbustive alloctone, l'inserimento di specie naturali, il continuo controllo della composizione floristica dei frammenti di vege-

tazione naturale ancora presenti, sono solamente alcuni esempi mediante i quali si potrebbe in un tempo piuttosto breve instaurare un efficiente corridoio ecologico che possa favorire i processi dinamici intesi a migliorare la qualità della vegetazione spondale dei tratti urbani di questo torrente.

BIBLIOGRAFIA

- DELL'UOMO A., 2004. *L'indice diatamico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti. Linee guida*. 101 pp. APAT, ARPAT, CTN_AIM, Roma, Firenze.
- ELLENBERG H., 1979. Zeigerwerte der Gefäßpflanzen Mitteleuropas. *Scripta Geobot.*, **9**: 1-122. Goltze, Göttingen.
- EN 13946, 2003. *European Standard. Water quality – Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers*. European Committee for Standardization, Brussels, 14 pp.
- EN 14407, 2004. *European Standard. Water quality – Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters*. European Committee for Standardization, Brussels, 12 pp.
- HÅKANSSON S., 1993. Numerical methods for the inference of pH variations in mesotrophic and eutrophic lakes in Southern Sweden – A progress report. *Diatom Research*, **8** (2) : 349-370.
- HOFMANN G., 1994. Aufwuchs diatoms in Seen und ihre Eignung als Indikatoren der Trophie. *Bibliotheca Diatomologica*, **30**: 241.
- HRUSKA K., 1984. Su una nuova associazione della vegetazione spondale dei corsi d'acqua marchigiani. *Doc. Phytosoc.*, **8**: 475-484.
- HRUSKA K., 1988 a. Vegetazione nitrofila dei corsi d'acqua del versante adriatico dell'Appennino centrale. *Acta Bot. Barc.*, **37**: 253-256.
- HRUSKA K., 1988 b. Modificazioni della vegetazione spondale a seguito dell'antropizzazione. *Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana*, **6-7**: 117-256, Aulla.
- HUSTEDT F., 1956. *Kieselalgen (Diatomeen)*. Kosmos-Verlag frankh, Stuttgart.
- LECOINTE C., COSTE M., PRYGIEL J., 1993. "OMNIDIA": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, **269/270**: 509-513.
- LECOINTE C., COSTE M., PRYGIEL J., ECTOR L., 1999. Le logiciel Omnidia version 2, une puissante base de données pour les inventaires de diatomées et pour le calcul des indices diatomiques européens. *Cryptogamie, Algologie*, **20** (2): 132-134.
- KELLY M. G., CAZAUBON A., CORING E., DELL'UOMO A., ECTOR L., GOLDSMITH B., GUASCH H., HÜRLIMANN J., JARLMAN A., KAWECKA B., KWANDRANS J., ROTT E., SABATER S., VAN DAM H., VIZINET J. (1998). Recommendation for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*, **10**: 215-224.
- KOLBE R. W., 1927. Zür Ökologie, Morphologie und Systematik der Brackwasser-Diatomeen. Die Kieselalgen des Sperenberger Salzgebiets. In: Kolkwitz R. (ed.), *Pflanzenforschung*, **7**: 1-146.
- KRAMMER K., LANGE-BERTALOT H., 1986, 1988, 1991a, 1991b. *Bacillariophyceae. - Süßwasserflora von Mitteleuropa*, **2** (1-4), 876+596+576+437 pp. G. Fischer, Stuttgart.
- OBERDORFER E., 1977-1983. *Süddeutsche Pflanzengesellschaften*. I, II, III, Fischer, Stuttgart.
- PIGNATH S., 1982. *Flora d'Italia, I, II, III*. Edagricole, Bologna
- RYAN P. D., HARPER D. A. T., WHALLEY J. S., 1994. *PALSTAT: User's Manual and Case Histories*. 136 pp. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, Software, ISBN 0-412-59130-8.
- SILIGARDI M. (coord.), 2000. *I.F.F. Indice di funzionalità fluviale*. 223 pp. ANPA-APPA, Roma.
- SLÁDECEK V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch. Hydrobiol., Beih., Ergebnisse Limnol.*, **7**: 1-218.
- TORRISI M., DELL'UOMO A., 2001. Contributo alle Diatomee di Abruzzo e Molise (fiumi Sangro, Trigno, Volturno) e valutazione comparativa di alcuni indici diatomici europei. *Riv. Idrobiol.*, **40** (2-3): 95-113.
- VAN DAM H., MERTENS A., SINKELDAM J., 1994. A coded check-list and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands J. Aquatic Ecol.*, **28** (1): 117-133.

Interazioni tra fattori ambientali e batteri filamentosi in un impianto di depurazione di reflui urbani

Enrico Bruzzone^{1*}, Alessandro Moscatelli²

¹ Publiacqua S.p.a., Via Villamagna 90/c - 50126 Firenze

² Libero professionista, Via Vittorio Veneto 11 - 50013 Campi Bisenzio (FI)

* Referente per la corrispondenza (fax 0574/676004; e.bruzzone@publiacqua.it)

Pervenuto 9.2.2005; accettato 31.5.5

Riassunto

I risultati di due anni di osservazioni microscopiche e di altre analisi effettuate sui fanghi attivi dell'impianto di depurazione centrale di Pistoia, interessato da fenomeni di bulking, sono stati valutati in relazione a misurazioni relative alla fase di ossidazione.

I dati relativi al periodo in questione sono stati oggetto di un'analisi di correlazione non parametrica e, successivamente, esplorati mediante la tecnica dell'analisi delle componenti principali.

Gli esiti delle analisi effettuate indicano che il fenomeno di bulking che si è verificato è stato causato dal batterio filamentoso tipo 0581 (analogo di *Microthrix parvicella*), la cui abbondanza è legata in modo particolare all'andamento della temperatura dei fanghi nella vasca di ossidazione.

PAROLE CHIAVE: batteri filamentosi / depurazione / bulking / analisi delle componenti principali / correlazione di Spearman

Interactions between environmental factors and filamentous bacteria in a wastewater treatment plant

The results of two years of microscopic observations of activated sludge from the wastewater treatment plant of Pistoia (Italy) are summarised. The data were correlated with plant operations and with other analysis on the sludge, regarding important measures from process point of view.

Findings point out a clear conclusion (such as in previous works by other authors): bulking phenomenon caused by filamentous bacteria type 0581 (similar to *Microthrix parvicella*) is linked to sludge temperature trend.

KEY WORDS: filamentous bacteria / wastewater treatment / bulking / Principal Components Analysis / Spearman correlations

INTRODUZIONE

A partire dal novembre 1999, nell'impianto di depurazione S. Agostino di Pistoia è stato evidenziato un problema di schiume nei sedimentatori secondari che si è protratto fino alla primavera inoltrata (aprile-maggio 2000) e che, in alcuni sporadici casi, ha provocato il trascinarsi di fanghi con aumento dei solidi sedimentabili e sospesi nell'effluente.

Tale fenomeno in seguito è comparso solo raramente e comunque non si è mai verificato in modo così critico.

Nel presente lavoro sono analizzate e discusse importanti relazioni tra il fenomeno riscontrato e misurazioni relative alla fase di ossidazione.

MATERIALI E METODI

L'ambiente studiato

L'impianto di depurazione S. Agostino di Pistoia tratta liquami principalmente di tipo domestico (nel 1999 complessivamente 3.064.810 m³, nel 2000

3.306.934 m³ e nel 2001 4.498.323 m³), con valori giornalieri intorno ai 10.000 m³. Ha una potenzialità di circa 120.000 abitanti equivalenti ed un carico effettivo di circa 70.000 abitanti equivalenti.

Lo schema di funzionamento è quello convenzionale a fanghi attivi: grigliatura e sollevamento iniziale, disoleatura e dissabbiatura, vasca di pretrattamento dei reflui conferiti su gomma (scarichi di vuotatura di fosse biologiche, percolati di discarica, materiali provenienti dalla pulizia della rete fognaria e delle stazioni di sollevamento, fanghi biologici da piccoli depuratori, in quantità medie giornaliere complessive di circa 27.000 kg), sedimentazione primaria, denitrificazione, ossidazione, sedimentazione secondaria e vasca di clorazione (quest'ultima non attiva). Il depuratore è inoltre dotato di una linea fanghi (ricircolo miscela aerata, ricircolo fanghi secondari, pre-ispessimento, digestione anaerobica, post-ispessimento, disidratazione mediante centrifuga) e di una linea biogas con cogenerazione.

Al fine di valutare i rendimenti depurativi e il rispetto dei limiti di legge, nelle acque in ingresso e in uscita dall'impianto sono mantenuti sotto osservazione i seguenti parametri: pH, conducibilità, COD, BOD₅, solidi sospesi e sedimentabili, azoto ammoniacale, nitroso, nitrico e totale, fosforo totale e, con minor frequenza, grassi e oli, tensioattivi, sostanze tossiche (quali metalli pesanti). In generale, le analisi dei liquami in ingresso condotte nel periodo novembre 1999-dicembre 2000 hanno evidenziato un rapporto BOD₅:N:P piuttosto sbilanciato, per eccessi di azoto ammoniacale e di fosforo totale rispetto al BOD₅ (Tab. I).

Le caratteristiche qualitative dell'effluente sono risultate permanentemente entro i limiti tabellari imposti dalle normative nazionali e regionali vigenti, ad eccezione di alcuni episodi di fughe di solidi sedimentabili e sospesi, in conseguenza di fenomeni di bulking (Tab. II).

MISURE E ANALISI EFFETTUATE

Uno degli strumenti utilizzati per l'indagine analitica è stato l'indice biotico del fango (Sludge Biotic Index, SBI: MADONI, 1994). Tramite questo parametro vengono conteggiate le specie totali di protozoi e gli individui appartenenti a ciascuna di esse, osservate al microscopio a 200 ingrandimenti in 25 µL di fango attivo. L'indice varia da 0 a 10 ed esprime il grado di depurazione biologica del fango.

Come altro metodo biologico è stata utilizzata la valutazione dell'abbondanza totale dei batteri filamentosi (riferita all'osservazione di tutte le specie nel fango a 1.000 ingrandimenti in contrasto di fase, con riferimenti numerici da 1 a 6, indicanti la classe di abbondanza: pochi, alcuni, moderati, frequenti, abbondanti,

eccessivi). Inoltre è stata valutata anche l'abbondanza relativa: ad ogni singola specie riscontrata veniva assegnato un valore numerico da 1 a 4, indicante rispettivamente presenza rara, modesta, abbondante, dominante (JENKINS *et al.*, 1993; AGAC, 1992; AGAC e UNIV. PARMA, 1996). Si è utilizzato un microscopio Nikon Eclipse E400, equipaggiato con contrasto di fase. Sono inoltre state effettuate le colorazioni di Gram e di Neisser per il riconoscimento dei microrganismi filamentosi e, più sporadicamente, l'S-test, per l'osservazione dei granuli di zolfo inclusi nei filamenti.

Nella sezione di ossidazione sono stati monitorati pH, temperatura fanghi, ossigeno disciolto (OD), solidi sedimentabili in 30 minuti in cono Imhoff da 1.000 mL (Cono), Mixed Liquor Suspended Solids (MLSS), Sludge Volume Index (SVI). Tali parametri sono stati raccolti contemporaneamente all'analisi microscopica del fango attivo e sono quindi stati utilizzati come serie di dati da mettere in correlazione nell'analisi statistica.

Allo scopo di comprendere meglio alcuni fenomeni legati alla sedimentabilità dei fanghi, sono state eseguite prove di velocità di sedimentazione, nonché determinazioni dell'indice di bioflocculazione (IB) e di galleggiamento degli stessi (AGAC, 1992). Il primo indice è dato dal rapporto tra la concentrazione dei solidi sospesi nel surnatante dopo 2 ore di sedimentazione statica in cono Imhoff ed il valore di MLSS in vasca di ossidazione; tanto più piccolo è il valore, tanto migliore è la sedimentabilità (un fango con IB minore di 5, ad esempio, ha elevata capacità di rendere limpido l'ef-

Tab. I. Valori medi, massimi, minimi e deviazioni standard di alcuni parametri monitorati relativi al liquame in ingresso al depuratore nell'anno 2000.

Parametri	Media	Max	Min	Deviaz. stand.
COD (mg/L O ₂)	536	1208	132	281
BOD ₅ (mg/L O ₂)	282	450	80	91
Azoto ammon. (mg/L NH ₄)	71,2	115,6	16	22,9
Fosforo totale (mg/L P)	5,5	12,5	1,8	2,6

Tab. II. Valori medi, massimi, minimi e deviazioni standard di alcuni parametri monitorati relativi al liquame in uscita dal depuratore nell'anno 2000.

Parametri	Media	Max	Min	Deviaz. Stand.
COD (mg/L O ₂)	33	59	12	11
BOD ₅ (mg/L O ₂)	7	21	2	5
Solidi sospesi totali (mg/L)	20	118	1	26
Azoto ammon. (mg/L NH ₄)	0,7	6,0	Nr	1,28
Fosforo totale (mg/L P)	1,9	5,8	0,2	1,5

fluente). Anche l'indice di galleggiamento dà una misura dei solidi nel surnatante, in particolare quelli dovuti a flottazione e risalita dei fanghi, e si ottiene dal rapporto tra il tempo necessario al verificarsi di una risalita di almeno 3 mm di spessore all'interno del cilindro in condizioni statiche, ed i 120 minuti di durata della sedimentazione: tanto più piccolo è il valore, tanto maggiore è la tendenza al galleggiamento dei fanghi.

Le condizioni di sedimentabilità del fango sono state seguite costantemente anche attraverso la produzione di curve relative alla velocità di sedimentazione. In questo tipo di prova 2 litri di fango attivo vengono posti in cilindro graduato, quindi ne viene annotato l'abbassamento di livello nel tempo (2 ore). I grafici che si ottengono forniscono un immediato riscontro delle condizioni di sedimentabilità dei fanghi; tali condizioni sono ritenute accettabili quando si ha una diminuzione repentina del livello dei fanghi nel cilindro utilizzato per la prova nei primi minuti, seguita da un decremento più lento e costante nel tempo.

La tabella III riassume le grandezze rilevate e le strumentazioni utilizzate per la loro determinazione.

Per le altre analisi inerenti la fase di ossidazione si è fatto ricorso ad una sonda biparametrica per temperatura ed ossigeno disciolto (OD); il parametro MLSS è stato determinato per via gravimetrica dopo filtrazione su filtri in carta del diametro di 150 mm.

I risultati ottenuti mediante l'osservazione microscopica dei microrganismi presenti in vasca di ossidazione e nel sedimentatore, e le variabili monitorate nella fase di ossidazione sono stati utilizzati come set di variabili da sottoporre ad un'analisi statistica. In particolare, per individuare l'esistenza o meno di un legame di dipendenza tra i ranghi delle coppie di serie, è stato utilizzato l'indice di correlazione non parametrica di Spearman.

Successivamente, allo scopo di analizzare statisticamente la struttura interna delle variabili disponibili, è stata utilizzata l'Analisi delle Componenti Principali (ACP). Tale metodologia, finalizzata ad estrarre la

massima informazione possibile contenuta in una struttura di dati multivariati, trova applicazione in tutti i campi di ricerca e può essere considerata la base dell'analisi statistica multivariata.

L'ACP, oltre ad essere una tecnica di riduzione della dimensionalità, è anche un efficace strumento di analisi e di indagine relativamente al sistema di correlazioni che si ha tra le variabili, espresso dalla matrice di covarianza o di correlazione. Questa metodologia inoltre mette in evidenza le variabili che maggiormente guidano il fenomeno descritto dall'insieme di dati a disposizione (MOSCATELLI, 2003).

RISULTATI

Nel periodo considerato è stato possibile appurare che l'osservazione della microfauna attraverso l'indice SBI, pur essendo di una certa utilità per il monitoraggio della qualità generale dell'effluente, non forniva informazioni aggiuntive riguardo la risoluzione del fenomeno di bulking. Infatti tale indice assumeva valori di 8 o 9 anche in presenza di abbondanti schiume e non sembrava correlabile con la loro massiccia formazione.

L'osservazione dei batteri filamentosi nel periodo compreso tra l'inverno 1999 e la primavera 2000 riscontrava quasi permanentemente una classe di abbondanza totale pari a "eccessiva" o "abbondante".

Durante il periodo di indagine, l'osservazione microscopica dei microrganismi filamentosi presenti in vasca di ossidazione e nel sedimentatore, e le prove di velocità di sedimentazione, di bioflocculazione e di galleggiamento del fango, hanno evidenziato scarsa tendenza alla sedimentazione e presenza di bulking filamentoso dovuto a proliferazione di batteri classificati come *Tipo 0581* che, dal punto di vista morfologico, presentano caratteristiche analoghe a *Microthrix parvicella*. La differenziazione tassonomica tra le due entità è stata realizzata tramite la diversa risposta alla colorazione Gram: Gram + *M. parvicella*, Gram - *Tipo 0581*. L'esecuzione della colorazione di Neisser

Tab. III. Parametri misurati e metodiche utilizzate.

Parametro	Strumentazione e metodica utilizzata
pH	Elettrodo (Hanna Instruments)
Conducibilità	Sonda (Hanna Instruments)
COD	Kit commerciale in cuvetta con reagenti pronti (Merck), metodo al bicromato di potassio
BOD ₅	Sistema basato sulla registrazione della differenza di pressione dovuta alle variazioni di O ₂ disciolto ("Oxitop" WTW)
Solidi sospesi	Determinazione per via gravimetrica dopo filtrazione del campione su filtri di porosità 0,45 µm e di diametro 47 mm
Solidi sedimentabili	Sedimentazione statica in cono Imhoff per 2 ore
Azoto ammoniacale	Metodo colorimetrico al blu indofenolo
Azoto nitroso	Metodo colorimetrico che impiega il reattivo di "Griess" (sulfonilammide e α-naftiletildiammina)
Azoto nitrico	Doppia misura spettrofotometrica a 220 e 275 nm
Fosforo totale	Metodo fotometrico al blu di molibdeno

in alcune delle osservazioni ha fugato inoltre ogni eventuale dubbio tra *M. parvicella* e *Nostocoida limicola* I, confermando la presenza del *Tipo 0581* (RICHARD, 1989).

Individuato il tipo di microrganismo filamentoso responsabile del fenomeno di bulking, è stato analizzato il set di dati formato dalle variabili misurate pertinen-

ti alla sezione di ossidazione e l'abbondanza relativa dello stesso.

L'andamento delle serie temporali studiate è rappresentato in figura 1; per brevità, ai dati relativi al parametro solidi sedimentabili in 30 minuti in cono Imhoff da 1.000 mL ci si riferisce con la dicitura "cono".

La tabella IV riporta le statistiche descrittive dei dati

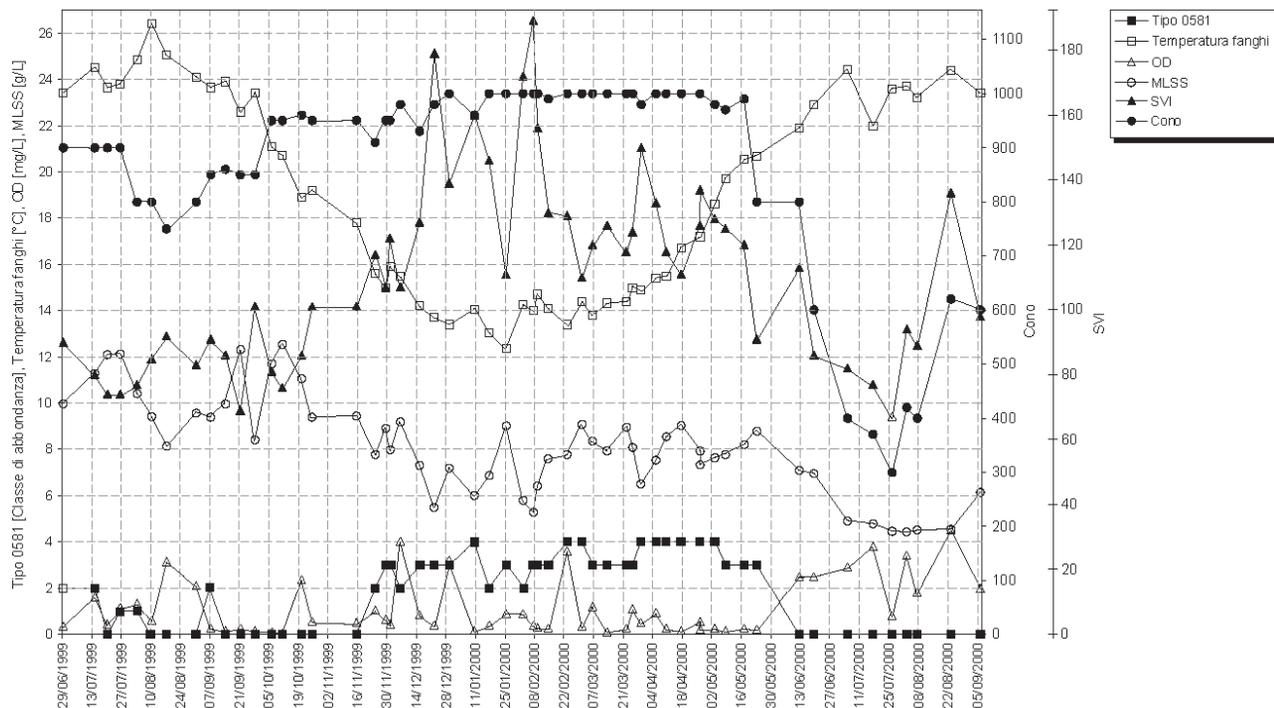


Fig. 1. Andamento delle variabili utilizzate per le analisi statistiche.

Tab. IV. Rapporto di statistica descrittiva univariata per le variabili in esame.

	Media	Mediana	Moda	Dev. standard	Range	Minimo	Massimo
Tipo 0581	1,9	2	0	1,6	4	0	4
Temperatura fanghi	18,9	18,8	23,4	4,3	14,1	12,4	26,4
OD	1,1	0,6	0,3	1,2	4,5	0,1	4,5
SVI	111	110,5	86	28,8	122	67	189
Cono	871,4	950	1000	186,1	700	300	1000
MLSS	8,1	8	9,4	2,1	8,1	4,4	12,5

Tab. V. Matrice di correlazione non parametrica dei dati in esame.

	Abbondanza tipo 0581	Temperatura	OD	SVI	Cono	MLSS
Abbondanza tipo 0581	1					
Temperatura	-0,72	1				
OD	-0,35	0,21	1			
SVI	0,70	-0,76	-0,14	1		
Cono	0,76	-0,81	-0,36	0,67	1	
MLSS	-0,18	0,25	-0,29	-0,53	0,07	1

in esame.

In via preliminare è stata effettuata un'analisi di correlazione tra le variabili a disposizione. Con lo scopo di individuare l'esistenza o meno di un legame di dipendenza tra i ranghi delle serie come misura della correlazione è stato utilizzato l'indice di Spearman. La scelta di utilizzare una misura non parametrica della correlazione è stata operata in ragione delle forti non linearità che operano alla base del processo. La robustezza della correlazione di rango in condizioni di non linearità delle relazioni tra le variabili è infatti la caratteristica che rende particolarmente utile l'applicazione di questo tipo di coefficiente. I risultati dell'analisi di correlazione non parametrica sono rappresentati in tabella V.

Il risultato più interessante che si desume dall'analisi della matrice di correlazione non lineare è la forza del legame che si ha tra l'abbondanza del batterio filamentoso identificato come *Tipo 0581* e le variabili temperatura dei fanghi nella vasca di ossidazione, solidi sedimentabili in 30 minuti in cono Imhoff da 1.000 mL (Cono) e "Sludge Volume Index" (SVI). In particolare, la temperatura dei fanghi in vasca di ossidazione risulta essere inversamente correlata, contrariamente alle grandezze cono e SVI, che mostrano un indice di correlazione positivo. Il parametro che risulta essere meno correlato con l'abbondanza del batterio filamentoso Tipo 0581 è MLSS.

Per il parametro ossigeno disciolto (OD) non si riscontra una proporzionalità inversa accettabile, vale a

dire che all'aumento della concentrazione relativa del batterio filamentoso tipo 0581 non corrisponde una effettiva diminuzione dei valori di ossigeno disciolto. È comunque doveroso osservare che la misura effettuata con le sonde in alcuni casi può non rendere la diffusione effettiva dell'ossigeno all'interno del fiocco di fango.

Più difficilmente si spiega la bassa correlazione con la grandezza MLSS, soprattutto in ragione del fatto che esiste una forte correlazione positiva con lo SVI (che deriva come noto dal rapporto tra solidi sedimentabili in 30' e MLSS). È possibile ipotizzare, almeno in questo caso, che la presenza di un fango "gonfio" non dipenda essenzialmente dalla concentrazione della sostanza secca del fango stesso.

Per completare l'elaborazione dei dati disponibili è stata utilizzata la tecnica dell'Analisi delle Componenti Principali (ACP), allo scopo di individuare le variabili che maggiormente guidano il fenomeno.

L'ACP è stata applicata alle variabili standardizzate (media zero e varianza unitaria) in modo tale da dare a tutte la stessa importanza in termini di variabilità. Da un primo esame emerge infatti che le deviazioni standard dei dati (tabella IV), e quindi le loro varianze, non sono omogenee: la standardizzazione diventa dunque necessaria per avere dei risultati che non siano influenzati dalla gerarchia che si ha in termini di variabilità nelle grandezze originali.

I risultati dell'ACP applicata ai dati standardizzati sono sintetizzati nel grafico rappresentato in figura 2,

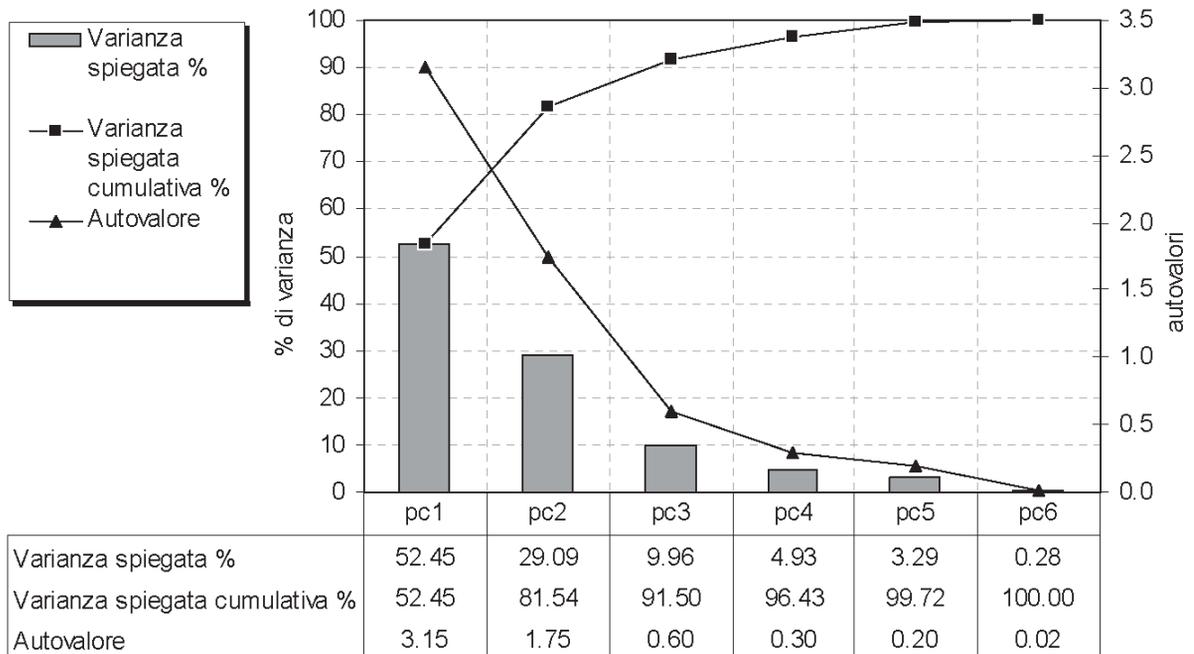


Fig. 2. Risultati dell'Analisi delle Componenti Principali.

nel quale si riportano, per ogni componente principale, l'autovalore e la varianza percentuale spiegata; viene inoltre riportata anche la varianza percentuale spiegata cumulativa.

Dai risultati si desume come le prime due componenti principali siano in grado di spiegare oltre l'80% della varianza complessiva: l'analisi dunque di queste due componenti, ed in particolare i coefficienti attraverso i quali le variabili originali le generano, sono in grado di fornirci informazioni riguardo al processo che stiamo studiando. Il grafico mostrato in figura 3 evidenzia l'importanza relativa delle variabili originali nelle prime due componenti principali.

Dall'esame di tale grafico risulta evidente che le variabili abbondanza relativa del batterio filamentoso *Tipo 0581* e temperatura dei fanghi nella vasca di ossidazione siano le più importanti per il contributo che danno alla prima componente principale e le meno importanti per quello apportato alla seconda; risultano inoltre inversamente correlate tra di loro. Il parametro MLSS, irrilevante per il contributo che dà alla prima componente principale, risulta il più influente nella seconda.

La prima componente principale, che spiega da sola il 52,45% della varianza totale, può essere interpretata come un indice sintetico in grado di cogliere e evidenziare in modo efficace il comportamento inversamente proporzionale che si ha tra la temperatura dei fanghi da un lato e le variabili abbondanza del batterio filamentoso *Tipo 0581*, cono e SVI dall'altro. In particolare emerge il forte comportamento inversamente proporzionale che si ha tra la temperatura dei fanghi nella vasca di ossidazione e l'abbondanza del batterio filamentoso tipo 0581, responsabile del fenomeno di bulking riscontrato nell'impianto nel periodo in esame.

CONCLUSIONI

In questo lavoro sono state espone le metodiche utilizzate per l'individuazione, mediante l'analisi microscopica del fango attivo, del batterio filamentoso responsabile del fenomeno di bulking verificatosi nell'impianto centrale di depurazione di Pistoia. L'abbondanza del batterio responsabile del fenomeno, risultato il *Tipo 0581*, ed alcuni parametri relativi alla fase di ossidazione hanno costituito una base di dati multivariati che sono stati in seguito oggetto di studio.

I dati sono stati in via preliminare analizzati valutandone l'indice di correlazione di Spearman. Gli esiti della correlazione non parametrica effettuata hanno rivelato una forte correlazione inversamente proporzionale tra la temperatura dei fanghi nella vasca di ossidazione e l'abbondanza relativa del batterio fila-

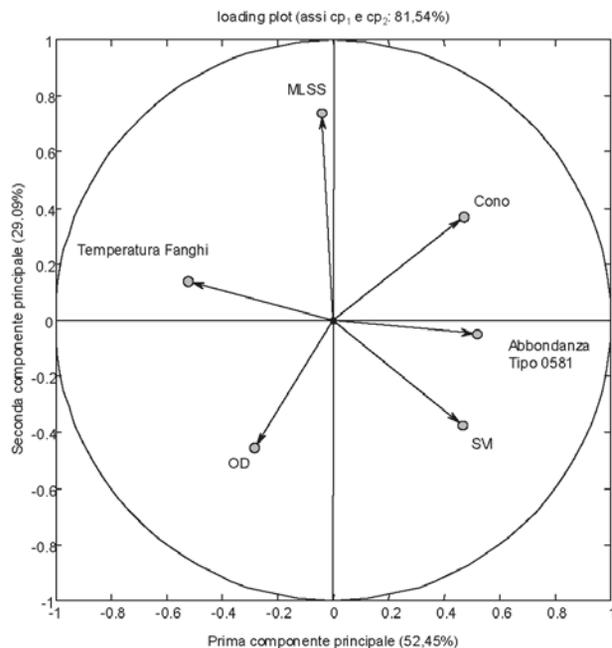


Fig. 3. Loading plot: importanza relativa delle variabili originali nello spazio individuato dalle prime due componenti principali.

mentoso *tipo 0581*. Successivamente l'insieme di dati a disposizione è stato analizzato mediante l'analisi delle componenti principali. A conferma dei risultati ottenuti attraverso la misura non parametrica della correlazione, l'ACP ha rilevato il forte legame inversamente proporzionale tra la temperatura dei fanghi in vasca di ossidazione e l'abbondanza del batterio filamentoso *tipo 0581* (SODDELL e SEVIOR, 1990).

Le relazioni evidenziate dall'elaborazione statistica confermano ciò che altri lavori avevano già precedentemente riportato. Tuttavia, mentre la proporzionalità diretta con i solidi sedimentabili in 30' in cono Imhoff –e conseguentemente con lo SVI– si può considerare come una conseguenza dell'innesco del fenomeno di bulking, la proporzionalità inversa con la temperatura dei fanghi ne è sicuramente una causa. Dal punto di vista gestionale il parametro temperatura dei fanghi può essere quindi utilizzato come "mezzo predittivo" del fenomeno in esame, anche allo scopo di adottare tempestivamente contromisure per debellarlo.

Ringraziamenti

Un ringraziamento particolare va al sig. Roberto Filoni ed a tutti i colleghi dell'impianto di depurazione di Pistoia, attualmente gestito da Publiacqua S.p.a. (gestore del ciclo idrico integrato nel bacino del Medio Valdarno) per la preziosa collaborazione e per i consigli durante varie fasi del lavoro.

Si ringrazia inoltre la dr.ssa Daniela Burrini del Servizio Controllo, Ricerca e Sviluppo di Publiacqua S.p.a. per i consigli forniti in fase di stesura.

BIBLIOGRAFIA

- AGAC, UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA, 1996. *Guida all'analisi microscopica del fango attivo*. AGAC, Reggio Emilia. 108 pp.
- AGAC, 1992. *I principali microrganismi filamentosi del fango attivo*. AGAC, Reggio Emilia, 102 pp.
- JENKINS D., RICHARD M.G., DAIGGER G.T., 1993. *Manual on the causes and control of activated sludge bulking and foaming*. Lewis Publishers, Chelsea, Michigan. 193 pp.
- MADONI P., 1994. La microfauna nell'analisi di qualità biologica dei fanghi attivi. AGAC, Reggio Emilia, 48 pp.
- RICHARD M.G., 1989. *Activated sludge microbiology*. W.P.C.F., Alexandria, Virginia.
- SODDELL J.A., SEVIOUR R.J., 1990. Microbiology of foaming in activated sludge plants. *J. Appl. Bacteriol.*, **69**: 165-176.
- MOSCATELLI A., 2003. Diagnostica del processo di chiariflocculazione mediante tecniche di intelligenza artificiale. Tesi di Laurea in Ingegneria per l'ambiente ed il territorio, Università degli studi di Firenze.

La biodiversità di ambienti acquatici lungo un ampio gradiente latitudinale in Europa: ruolo del trasporto a lunga distanza da parte degli uccelli migratori acquatici[§]

Marina Manca

CNR- ISE, Verbania Pallanza

§ Sintesi dei risultati ottenuti nell'ambito del Progetto Europeo LAKES (Long distance dispersal of Aquatic KEy Species, European Union Project ENV4-CT97-0585). Responsabile scientifico per l'Italia: Marina Manca.

Il principale obiettivo del progetto LAKES era quello di determinare la relazione tra la migrazione degli uccelli acquatici e la diversità di piante acquatiche e organismi zooplanctonici, principalmente cladoceri. I semi delle piante acquatiche e gli stadi di resistenza dei cladoceri possono infatti essere veicolati da vettori quali uccelli migratori e pesci. Poiché uno degli effetti dei cambiamenti climatici consiste in una modificazione delle rotte migratorie dell'avifauna acquatica, il Progetto intendeva indagare le possibili ripercussioni di tale effetto sulla diversità e la ricchezza in specie e genotipi di ambienti acquatici. Sono state valutate la diversità e la ricchezza in specie delle comunità a cladoceri e di quella a macrofite, nonché la diversità genetica di *Potamogeton pectinatus* e *Daphnia gr. hyalina galeata*, usati come specie chiave. Esperimenti di laboratorio hanno consentito di stimare le possibilità di trasporto e sopravvivenza dei propaguli per mezzo di migratori acquatici; infine, esperimenti di trapianto reciproco hanno consentito di valutare il successo dell'insediamento di propaguli in aree diverse da quelle d'origine.

I siti oggetto dell'indagine erano ambienti acquatici compresi entro alcuni importanti bacini fluviali di diversi stati europei (circa trenta per ognuno dei sei stati, frutto di una selezione casuale tra tutti quelli presenti), che coprivano un ampio gradiente latitudinale, dalla Russia alla Spagna meridionale (I, GB, NL, E, R, N). Per l'Italia sono stati presi in esame 29 laghi compresi entro il Bacino del Fiume Po.

I risultati hanno messo in luce come la ricchezza in specie delle angiosperme acquatiche dipenda principalmente da due fattori: concentrazione di sali inorganici e stato trofico. Inoltre, essa ha mostrato la tendenza ad aumentare con il numero e la somma cumulata delle aree dei laghi circostanti, valutati nel raggio di 10 e 20 km. Anche la ricchezza in specie di cladoceri di un corpo idrico è risultata legata alla qualità dell'acqua, nonché alle dimensioni e alla ricchezza in specie degli ambienti acquatici circostanti. La dispersione ad opera di migratori è risultata un fattore importante per la ricchezza in specie a livello regionale, vale a dire all'interno di ogni regione campionata.

Relativamente alla capacità di

trasporto di propaguli, sia all'interno (nell'apparato digerente), che all'esterno (sulle penne), di uccelli acquatici migratori, i risultati dell'attività di campo hanno dimostrato un significativo recupero di semi e uova durature germinabili sia dalle feci che dalle penne e dagli arti. Esperimenti di *feeding* hanno inoltre dimostrato come la maggior parte dei semi e delle uova durature di organismi acquatici resistano al passaggio attraverso il tubo digerente degli uccelli e siano successivamente in grado di germinare e schiudersi. Ciò è stato visto per tutti i semi degli organismi sottoposti ad esperimento, vale a dire *Potamogeton pectinatus* e *Ruppia maritima*, nonché per le alofite *Scirpus maritimus*, *S. litoralis* e *S. lacustris* e per le uova durature degli invertebrati acquatici *Artemia salina*, *Cristatella mucedo* e *Bythotrephes longimanus*. Si è visto che le uova durature di quest'ultimo – un cladocero predatore noto in letteratura per aver invaso laghi nordamericani, del Canada e dell'Olanda, causandovi importanti modificazioni delle reti trofiche – possono resistere al passaggio attraverso il tubo digerente di diverse specie di anatre e schiudersi con una frequenza che, per

quanto bassa, potrebbe essere comunque sufficiente a consentire la dispersione della specie. È il primo stadio delle uova (ve ne sono quattro) a sopravvivere e schiudersi in proporzioni maggiori; esso è anche lo stadio con un tempo di ritenzione massima più elevato, il che significa che le uova in questo stadio di sviluppo possono essere disperse con maggiore probabilità di successo rispetto alle altre uova più mature.

La possibilità di dispersione dipende, oltre che dalle caratteristiche morfologiche dei propaguli, anche dalla specie che opera la dispersione. Sia la velocità di passaggio attraverso il tubo digerente che il successivo recupero dei semi di *Potamogeton pectinatus*, la specie di angiosperma acquatica utilizzata per questo studio, variano in funzione della specie di anatidi.

Dai risultati ottenuti è stato inoltre possibile ipotizzare che il digiuno premigratorio possa incrementare le potenzialità della dispersione a lunga distanza dei propaguli, poiché risulta accresciuto il numero di semi a ritenzione lunga. Sulla base della stima delle velocità medie di volo delle anatre si è concluso che la dispersione dello zooplankton e dei semi può verosimilmente avvenire entro poche centinaia di chilometri, ma che non possono essere esclusi anche eventi di dispersione su ampie distanze (dell'ordine delle migliaia di chilometri). Le differenze spaziali e temporali nel trasporto dei propaguli sembrano anch'esse sostanzialmente legate alla specie di uccello migratore. Contrariamente a quanto ritenuto finora, la dispersione interna non è risultata ristretta al periodo autunnale, ma si è visto che può aver luogo anche durante l'inverno.

Il programma prevedeva la realizzazione di esperimenti di trapianto reciproco: propaguli di *Potamogeton* sono stati fatti crescere in siti diversi da quelli di provenienza. Scopo di questi esperimenti era quello di analizzare, nei diversi genotipi rinvenuti lungo un gradiente latitudinale, la risposta al trapianto in località differenti da quelle originarie. I risultati appaiono decisamente interessanti: in tutti i cloni saggiati, indipendentemente dalla regione e dalla popolazione di provenienza, biomassa e produzione di tuberi sono risultate aumentare al decrescere della latitudine. Questo significa che piante che pure sono più abbondanti nell'Europa Centrale, quali ad esempio il finocchio palustre, hanno un rendimento potenziale della biomassa maggiore a Sud. La produzione di tuberi è risultata massima per i cloni dell'Europa Centrale, vale a dire per quelli che crescono in regioni temperate, indipendentemente dal sito sperimentale nel quale i cloni venivano fatti crescere.

I risultati sembrano deporre a favore della teoria secondo la quale popolazioni in ambiti marginali presentano fitness più bassa a causa di processi genetici, quali accoppiamento e deriva genetica. I cloni subartici e temperati sono risultati in grado di crescere in tutti i siti sperimentali, mentre quelli spagnoli o marocchini non sono stati capaci di riprodursi nelle regioni temperate e subartiche dell'Europa. Pertanto, i risultati ottenuti dal Progetto LAKES suggeriscono che l'adattamento locale molto probabilmente limita la migrazione a lunga distanza tra l'Europa Centrale e Settentrionale e la regione mediterranea. Anche qualora i semi venissero trasportati attraverso queste regioni, la limitata capacità dei cloni mediterranei di stabilirsi con successo dalle regioni temperate a quel-

le subartiche dell'Europa risulterebbe in una asimmetria dei tassi migratori (che sarebbero maggiori da nord a sud piuttosto che viceversa).

Studi genetici a livello di popolazione hanno permesso inoltre di rilevare la presenza di linee clonali attraverso areali molto grandi, fatto che supporta l'ipotesi di un trasporto a lunga distanza mediato dagli uccelli migratori. Tuttavia, studi sulle piante acquatiche hanno dimostrato come le popolazioni all'interno di una singola regione possano essere significativamente differenti tra loro dal punto di vista genetico. Ciò è apparentemente in disaccordo con il luogo comune secondo il quale "gli animali, ed in particolare gli uccelli acquatici, sono senza dubbio gli agenti principali della dispersione a breve raggio". Con tutta probabilità, siamo ancora piuttosto ignoranti nei confronti dei meccanismi di trasporto da parte dell'avifauna, ed in particolare di quel che comportano fattori quali distanza, direzione e frequenza, e ciò rende difficile la stima delle conseguenze genetiche sulle piante e sugli invertebrati coinvolti nel processo.

Se gli uccelli migratori hanno un'influenza sul flusso genico, allora noi dovremmo attenderci una distribuzione dei genotipi coerente con quella delle traiettorie di volo. Dovremmo anche attenderci livelli più bassi di differenziamento nelle popolazioni di aree ad elevato numero di migratori acquatici rispetto a quelli di aree a bassa presenza. Le stime previsionali, ottenute applicando ai dati ottenuti nell'ambito del progetto un modello di diffusione genica, indicano che la dispersione di organismi acquatici dipenderà dalla specie di uccello migratore. La diffusione genica sarà inoltre determinata dalla distribu-

zione dei corpi d'acqua lungo le traiettorie di volo dell'Europa, le quali influiscono sull'importanza relativa delle diverse specie di migratori acquatici. Tali previsioni sono supportate dagli esperimenti sulla capacità di trasporto da parte di differenti specie di uccelli acquatici, i cui risultati suggeriscono che l'identità della specie responsabile della dispersione ha effetti altrettanto importanti sulla probabilità ed il successo della dispersione dei propaguli, di quelli dovuti alle caratteristiche morfologiche dei propaguli stessi.

Entrambi gli approcci suggeriscono che la dispersione dello zooplancton e dei semi avviene con maggiore probabilità entro il raggio di centinaia di chilometri, ma che è possibile anche quella lungo le migliaia di chilometri, sia pure a basse probabilità.

La simulazione della potenziale diffusione di alleli mediata dagli uccelli, ad esempio dall'Olanda alla Norvegia, prevede che la diffusione dei geni seguirà un pattern geografico relazionato alla distribuzione dei punti di stop lungo la principale rotta migratoria degli anatidi.

L'analisi molecolare dei campioni di *Potamogeton pectinatus* in Europa ha dimostrato che la correlazione tra distanze geografiche e distanze genetiche su scala europea è ridotta rispetto a quella su scala regionale e locale. Tale ridu-

zione è causata dalla stretta relazione genetica delle popolazioni della Spagna con quelle della Scandinavia, indicata non solamente dai dati ottenuti mediante l'uso di marcatori ISSR (Inter Simple Sequence Repeat), ma anche dalla variazione degli aplotipi cloroplastidici. I risultati dimostrano una buona correlazione sia dei marcatori nucleari sia di quelli citoplasmatici, con una migrazione lungo una rotta NE-SO. Tali dati danno una prima evidenza di un possibile ruolo della dispersione mediata dall'avifauna acquatica sulla struttura su vasta scala del pool genico delle piante palustri.

Per quanto riguarda *Daphnia* non è stato possibile evidenziare una correlazione significativa tra distanze genetiche e distanze geografiche su una scala europea ampia; tuttavia, la distribuzione di alcuni aplotipi ha mostrato una qualche correlazione con le rotte migratorie dell'avifauna acquatica.

Nel loro complesso, i risultati suggeriscono che i migratori acquatici sono stati un mezzo per l'imposizione di una significativa struttura genetica al pool genico sia di *Daphnia* sia di *Potamogeton* su scala regionale. In sostanza, il traffico di migratori acquatici può avere un ruolo minore, ma importante, sulle popolazioni già stanziate. Esso rappresenta dunque un mezzo attraverso il quale può esse-

re mantenuta un'effettiva struttura di metapopolazione, che garantisce la ricolonizzazione dei siti nei quali di volta in volta alcune specie possono andare incontro ad estinzione. La dimostrazione di un isolamento dovuto alla distanza su scala locale e regionale, almeno per quanto attiene *Potamogeton pectinatus*, suggerisce che stagni e ambienti invasati di fresco sono con tutta probabilità maggiormente colonizzabili da riserve di specie vicine, fatto che tampona l'areale da genotipi alieni. Le evidenze ottenute per il Baltico, se generalizzabili, sembrano inoltre suggerire che il traffico di migratori acquatici, pur non impedendo il differenziamento tra popolazioni vicine, può servire a ridurlo.

Il modello generale di dispersione e flusso genico in organismi acquatici, ottenuto nell'ambito del Progetto LAKES dimostra che le variazioni nelle rotte migratorie degli uccelli, causate da disturbi sia naturali che antropogenici, dovrebbero risultare in alcuni cambiamenti immediati nella ricchezza in specie e nella composizione genotipica degli habitat acquatici. È difficile prevedere conseguenze a più lungo termine, ma le aree che sono caratterizzate da forti fluttuazioni ambientali e che dipendono dalla ricolonizzazione potrebbero mostrare un declino nella diversità in specie e in quella genetica.

Pianosa: un'isola per gli uccelli

Riccardo Carradori^{1*}, Alessandra Contiero²

1 Biologo, libero professionista, Via G. Spontini, 14 - Pistoia

2 Cooperativa Pelagos Portoferraio (LI)

* Referente per la corrispondenza (fax 0573 359276; riccardo.carradori@libero.it)

INTRODUZIONE

L'isola di Pianosa dell'Arcipelago toscano si trova nel Mar Tirreno settentrionale, collocata a circa 32 miglia da Punta Ala e a sole 7 miglia dall'isola d'Elba. Dal mare appare come un grande pianoro di circa 10 km² di superficie, grossolanamente triangolare, con la punta protesa a Nord. L'altezza media è di 15-20 m con un rilievo di 29 m che corrisponde al Poggio La Quercia. Sul lato orientale, vicino al porto e al centro abitato, l'isolotto La Scola raggiunge l'altezza di 34 m. L'isola è circondata da una bassa piattaforma sommersa con batimetrie poco superiori ai 50 m.

L'assenza di rilievi significativi rende il regime dei venti un fattore climatico fondamentale per la dinamica climatica locale. Nel corso dell'anno predominano i venti provenienti dal I e IV quadrante (18%) e dal II (16%); il libeccio, predominante lungo la costa, sembra invece non rivestire la stessa importanza.

Al momento attuale il clima pianosino risulta semiarido mesotermico con assenza di eccedenza idrica estiva e riconducibile a quello di Capraia e Giglio (BALDINI, 1998).

Pianosa è costituita interamente da terreni sedimentari: su una serie di successioni di sedimenti riferibili al Miocene inferiore poggiano i terreni marini pliocenici;

chiudono la serie i depositi quaternari marini e continentali.

L'isola è stata abitata dall'uomo fin dai tempi più antichi, si trovano addirittura resti e testimonianze di uomini paleolitici. In passato l'isola era sicuramente molto più vasta. Durante i periodi glaciali, e a più riprese, il livello delle acque era a circa meno 130 m rispetto a quello attuale. Ciò permise varie ondate di migrazioni e spostamenti. La fauna antica doveva essere molto varia e ben rappresentata se è ancora oggi possibile trovare reperti fossili di *Vulpes*, *Ursus*, *Equus*, *Capreolus*, *Bos*, *Cervus*. (MASTRACOSTINO, 2001)

La storia dell'isola è lunga: sono ancora visibili i resti di una villa e un porto romano. Dai più antichi documenti risulta come sia stata intensamente coltivata: nel 1800 si contavano 20.000 ulivi innestati.

Dal 1855 il governo Granducale del periodo vi mandò un piccolo numero di detenuti. All'inizio del 1900 il terreno coltivato occupava circa un terzo della superficie insulare. Si coltivavano cereali, foraggiere, viti ed ulivi. Erano inoltre presenti allevamenti di ovini e bovini (SOMMIER, 1909).

Fino a quando la colonia penale è stata in attività l'isola ha



Fig. 1. Il porticciolo di Pianosa Isola. Sullo sfondo l'isolotto della Scola.



Fig. 2. L'isola è stata terra di lavoro agricolo ma anche e soprattutto carcere.

contato fino a 1500-2000 presenze umane. Attualmente vi risiedono in forma stabile tre agenti di polizia penitenziaria e otto detenuti, soci della cooperativa sociale San Giacomo, che si occupano della manutenzione dell'isola (Fig. 1 e 2).

Da un punto di vista vegetazionale appare evidente l'influsso delle coltivazioni e del pascolo. Le colture agrarie, che nella carta dell'uso del suolo rappresentano circa il 40%, sono rappresentate in massima parte da colture erbacee (seminativi e ortaggi); quelle arboree (vigneti, oliveti e frutteti) sono presenti invece in limitate estensioni poiché il loro sviluppo è limitato dall'azione del vento. I pascoli rappresentano circa il 37% della superficie di Pianosa. La vegetazione più interessante, costituita da macchia, gariga e arbusteti, si trova in prevalenza lungo il perimetro costiero. Una revisione dello stato floristico vegetazionale ad opera di BALDINI (2000) indica la presenza di una boscaglia termoxerofila, inquadrabile nell'*Oleo-Ceratonion* (piante dominanti olivo e carrubo), con

la partecipazione di ginepro (*Juniperus phoenicia*), lentisco (*Pistacia lentiscus*), olivastro (*Olea europaea*), alaterno (*Rhamnus alaternus*), leccio (*Quercus ilex*), un'estesa macchia di sclerofille microfilliche (*Rosmarino-Ericion*) e una vegetazione alofita costiera. Negli ex coltivi si rinvenivano specie annuali caratteristiche delle aree prative aride (*Thero-brachypodion*).

La fauna dell'isola è limitata a entità di piccole dimensioni, ma non per questo è di scarsa importanza. La forte prevalenza di ambienti aperti di origine artificiale come pascoli, seminativi e incolti, rende Pianosa un ambiente unico nel contesto dell'Arcipelago Toscano poiché nelle altre isole predominano le formazioni arbustive e arboree tipiche della macchia mediterranea. Se da un lato ciò comporta un minore livello di naturalità, dall'altro ha favorito la presenza di numerose specie, soprattutto Uccelli, Rettili e Invertebrati che sono altrove minacciate dalla modernizzazione delle tecniche agricole che ha portato a un cambiamento del paesaggio agrario.

A Pianosa inoltre sono presenti anche interessanti specie endemiche. L'isolotto La Scola è l'unica stazione conosciuta, oltre a quella dell'isola di Montecristo, per il gasteropode *Oxychilus oglasicola*. Inoltre l'isolotto La Scola è abitato da una popolazione, descritta come sottospecie endemica, del lacertide *Podarcis muralis muellerlorenzi*. La mammalofauna è rappresentata oltre che da alcune specie di Roditori, dal Chiroterro *Pipistrellus kuhlii*, unico pipistrello rilevato a Pianosa. Sull'isola è presente anche una cospicua popolazione di lepre (*Lepus europea*) che ha subito nel tempo notevoli fluttuazioni numeriche in seguito a ripetuti ripopolamenti e reintroduzioni. La martora, segnalata con certezza fino al 1960 sembra adesso assente (CAPIZZI e SANTINI, 1999).

Il numero delle specie ornitiche nidificanti è di 40 unità (BACCETTI, 1989). La lista comprende numerose specie terrestri minacciate e importanti colonie di uccelli marini. Le falesie permettono la nidificazione del Falco Pellegrino, del Rondone pallido, del Barbagianini, della Passera d'Italia, del Passero solitario, del Piccione selvatico. Fra la vegetazione arborea e arbustiva è possibile trovare i nidi della Magnanina e, quasi sicuramente, anche della Magnanina sarda. Gli uccelli marini sono rappresentati da una discreta colonia di Berte maggiori, ma è stata registrata la nidificazione anche del Marangone dal ciuffo e del Gabbiano corso.

ORGANIZZAZIONE DEL PROGETTO

Scopo del progetto "Un'isola per gli uccelli" è stato quello di aumentare le disponibilità trofiche per le specie ornitiche migratrici e di rendere disponibili maggiori risorse idriche. Pianosa è una sosta fondamentale per molte specie di

uccelli che compiono la migrazione attraverso il Mediterraneo. Per piccoli e grandi trasvolatori "a lungo raggio" è di estrema importanza poter sospendere la migrazione e riposare sulle isole del Mediterraneo. Trovare cibo e acqua è importante specialmente per le specie più piccole, con ridotte capacità di accumulo di grasso, o per quegli individui che non siano in condizioni ottimali di salute.

Al momento attuale l'isola non è in grado di garantire fonti idriche e alimentari così come erano disponibili nel periodo in cui era coltivata.

In parallelo alle attività mirate ad accrescere le *carring capacities*, sono stati eseguiti il censimento e il monitoraggio delle specie ornitiche, stanziali e migratrici.

Un altro gruppo di iniziative collegate con il progetto "Un'isola per gli uccelli" ha riguardato la manutenzione di alcuni manufatti e la rimozione dei residui inorganici spiaggiati.

Tutte le nostre iniziative sono nate come entità indipendenti, ma sono state strettamente collegate con lo scopo unico e ultimo di migliorare le condizioni di vita e permanenza sull'isola degli animali.

Il progetto, svoltosi negli anni 2002 e 2003, si è inserito in un più ampio progetto di studio promosso dal World Wide Fund for Nature Toscana insieme con il Centro Ornitologico Toscano.

Sono state coinvolte circa cinquanta persone il primo anno e cento l'anno seguente. Il progetto operativo è stato suddiviso in campi di lavoro per nuclei di 10-15 campisti.

Per garantire un buono standard di lavorazione è stato riservato almeno il 25% dei posti disponibili per ogni turno a operatori con qualifiche specifiche riferite alle attività previste dal progetto. I com-

Tab. I. Tempistica delle attività svolte nel 2003.

Gennaio Febbraio Marzo	Attività agricole Attività di inanellamento (progetto piccole isole a partire dalla primavera)
Giugno Luglio Agosto	Ripulitura delle coste, preparazione dei siti di abbeverata, ripulitura del terreno dal soprassuolo vegetale erbaceo, vangatura e preparazione del terreno per la semina;
Settembre	Monitoraggio migrazione post-riproduttiva dei rapaci, mantenimento dei siti di abbeverata con rifornimenti di acqua e semina. "Campagna di Monitoraggio della Migrazione Autunnale" (in collaborazione con il Centro Ornitologico Toscano)
Ottobre Novembre	Attività agricole "Campagna di Monitoraggio della Migrazione Autunnale" (in collaborazione con il Centro Ornitologico Toscano)
Dicembre	Attività agricole Attività di inanellamento

piti svolti sono variati in relazione al periodo dell'anno ed alle professionalità degli operatori. Gli operatori coinvolti hanno partecipato volontariamente al progetto contribuendo economicamente alle spese di mantenimento e di acquisto degli utensili e delle sementi.

Le operazioni, concentrate nel periodo estivo, si sono prolungate anche nel tardo autunno. La tempistica delle attività nei due anni è dettagliata nella tabella I.

Le attività condotte sono state quelle previste dal progetto che è stato approvato dall'Ente Parco Nazionale Arcipelago Toscano, in accordo con la Prefettura di Livorno, l'Amministrazione Carceraria e il Comune di Campo nell'Elba.

Il progetto è stato concepito con il fine ultimo di salvaguardare il delicato equilibrio dell'isola. Per tale motivo sono state adottate procedure a basso o nullo impatto, preferendo l'utilizzo di attrezzi manuali e astenendosi dall'impiego di prodotti di sintesi quali fertilizzanti, diserbanti, fitofarmaci.

È stato inoltre condotto un approccio adattativo, che permettesse cioè di analizzare costantemente i risultati del programma in modo da rendere possibile la perio-

dica revisione del protocollo operativo in funzione dei risultati ottenuti. A tal fine è stata adottato il monitoraggio dei risultati e una costante analisi dei loro effetti.

Di seguito sono indicate le attività previste dal progetto.

Miglioramenti ambientali

Durante il primo anno sono stati eseguiti lavori agrari su cinque piccoli appezzamenti di terreno variamente disseminati su tutta l'isola (Fig. 3 e 4). Nel secondo anno si è preferito lavorare sui tre appezzamenti che avevano dato i maggiori risultati. L'estensione lavorata il secondo anno è stata inoltre quadruplicata arrivando ad una superficie complessiva di circa 1200 m².

I lotti lavorati sono stati realizzati preferibilmente per strisce irregolari al fine di accrescere la superficie ecotonale. Alcuni interventi sono stati eseguiti allo scopo di favorire il ricaccio della vegetazione erbacea spontanea, altri per fornire direttamente l'incremento di risorse alimentari.

Al fine di creare un mosaico variegato di ambienti la localizzazione degli interventi è stata "a macchia di leopardo".

Le azioni di preparazione del terreno, di ripristino dei luoghi di abbeverata storica, di creazione di zone umide sono stati eseguiti con il solo utilizzo di strumenti a mano. L'utilizzo di un trattore per l'esecuzione di erpicature o arature per accrescere l'efficacia degli interventi, sebbene previsto, non è stato po-

sto in atto.

Le attività agricole sono state compiute per la maggior parte durante i mesi estivi. Questo ha permesso di sfruttare l'azione dissecante del sole sulle radici delle piante indesiderate estirpate, con la speranza di ottenere una migliore produzione dalla semina autunna-

le.

Per le semine sono stati utilizzati grano tenero, pisello selvatico, veccia selvatica, favino, rapa pistoiense, provenienti da coltivazioni biologiche. Il periodo della semina non è stato stabilito a priori. L'isola ha un regime estremamente siccitoso e occorre sfruttare le poche precipitazioni autunnali e primaverili. Dai colloqui informali con i "vecchi" abitanti dell'isola è emerso che le pratiche agricole venivano in passato organizzate intorno alle prime piogge di settembre e alle ultime di marzo fino ad arrivare addirittura a sincronizzare la semina al momento della pioggia. La particolare collocazione geografica dell'isola fa sì che sia interessata solo da perturbazioni di grandi dimensioni. In osservanza delle tradizioni locali si è aspettato che piovesse e si è provveduto alla semina "immediata" delle sementi previamente tenute in ammollo.

Per aumentare il pabulum delle specie selvatiche non sono necessarie rese notevoli per ettaro. Occorre, tuttavia, tenere presente che la semplice vangatura del terreno e la successiva semina garantiscono una produzione estremamente bassa. Per tali motivi occorre sempre un periodo di affinamento e una valutazione delle specie più idonee alla semina, oltre alla ricerca delle pratiche agricole che più si confanno al substrato e alle condizioni climatiche caratteristiche dell'isola. L'efficacia delle operazioni è stata valutata mediante la registrazione del numero delle specie di uccelli rilevate e dell'incremento numerico degli individui. I dati sulla ornitofauna saranno ottenuti durante attività di conteggio realizzate esclusivamente per tale scopo o nel corso delle campagne periodiche di inanellamento

Un altro scopo del progetto è stato quello di accrescere le dispo-



Fig. 3. L'oliveto prima dell'intervento



Fig. 4. Lavori di ripulitura dalle erbe infestanti, spietatura e zappatura. I volontari stanno lavorando nell'oliveto posto al centro dell'isola.

nibilità idriche. Il terreno, costituito prevalentemente da arenarie conchilifere e calcari, non sembra presentare strati di argilla superficiali tali da permettere la realizzazione di micro-riserve di acqua. Inoltre i pozzi e le abbeverate, un tempo mantenuti dagli abitanti dell'isola, sono diventati non più accessibili agli animali.

Nel progetto iniziale, per accrescere le disponibilità idriche, era stata prevista la possibilità di sfruttare alcune depressioni naturali o artificiali da riadattare come riserve di acqua piovana, oppure di riutilizzare alcuni manufatti abbandonati che avrebbero potuto prestarsi al riciclaggio con minimi interventi (per esempio ex concimarie).

Problemi di ordine tecnico, quali la mancata messa in sicurezza delle costruzioni abbandonate, insieme all'impossibilità di utilizzare macchine operatrici, non hanno permesso di mettere in pratica questa parte del progetto. Sono, invece, state create micro-depressioni impermeabilizzate con nylon o altro materiale idoneo e successivamente schermate con terreno naturale.

I lavori sono stati eseguiti in maniera tale da poter asportare (o sostituire nel caso se ne presentasse la necessità) gli eventuali materiali utilizzati al termine delle attività. Tutte le riserve di acqua create ex novo sono state rifornite periodicamente con acqua fresca e pulita (Fig. 5, 6 e 7).

Pulizia delle coste

Nei due anni di durata del progetto sono stati puliti tutti i tratti di costa raggiungibili via terra; alcune zone sono state oggetto di ripetuti interventi poiché le mareggiate hanno portato a più riprese altro materiale. Sono stati raccolti circa 300 m³ di materiale inorgani-

co spiaggiato.

In accordo con la Prefettura di Livorno sono state anche risistemate alcune strutture in abbandono. Ad esempio il "Pollaio Razionale" è stato ripulito dalle erbe infestanti rendendo di nuovo praticabili le vie di accesso e le voliere dell'edificio.

Censimento della fauna ornitica

Attraverso l'attività di inanellamento degli uccelli ci si proponeva di acquisire nuove informazioni sui popolamenti ornitici svernanti sull'isola.

Sono state compiute varie campagne di inanellamento utilizzando reti tipo *mist net* e seguendo i protocolli di acquisizione dei dati riconosciuti dall'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica.

Sono state eseguite osservazioni dirette dei rapaci. Dei soggetti avvistati è stata determinata la specie e, quando possibile, l'età e il sesso, oltre alle condizioni di muta del piumaggio. Della rotta seguita è stata annotata la direzione di provenienza, di svanimento e l'ubicazione della termica. Sono state ese-

guite anche annotazioni sul comportamento del Falco pellegrino, relativamente alla predazione e alla difesa del territorio.

Per tutto il periodo di rilevamento sono stati registrati anche i dati meteorologici che sono stati integrati con quelli resi disponibili dal CNR rilevati dalla stazione me-



Fig. 5. Accanto ai campi da seminare erano stati predisposti dei siti di abbeverata. Nella foto uno di questi in corso di realizzazione.



Fig. 6. Il sito di abbeverata è quasi pronto. Il film di polietilene è stato ricoperto da un sottile strato di terreno per mascherarne l'artificialità.

teorologica di Pianosa.

Tali informazioni sono ancora in fase di rielaborazione, ma contiamo di poterli utilizzare per focalizzare al meglio le fasi operative dei progetti futuri.

RISULTATI E DISCUSSIONE

L'approccio adattativo secondo il metodo *trials and errors*, delineato precedentemente, prevede il confronto e l'analisi continua dei dati provenienti dalle varie attività insieme con quelli ottenuti dalle campagne di studio e dalle attività precedenti.

La prima fase è iniziata nell'agosto 2002 e si è conclusa nel settembre 2003. Il progetto è ancora in fase di realizzazione, ma è già possibile, tuttavia, esporre alcune considerazioni.

La realizzazione dei microlotti di terreno coltivato non può sicuramente rappresentare un sensibile incremento delle *carring capacities* dell'isola. Tuttavia i microlotti sperimentali coltivati hanno fornito indispensabili informazioni circa le specie coltivabili, la possibile resa e le tecniche agrarie più idonee al clima e alle condizioni del suolo. Inoltre è stata individuata una prima tempistica dei lavori di campagna.

Dall'esperienza maturata in questi primi due anni è emerso che non è pensabile di poter sviluppare il progetto basandosi unicamente sul lavoro volontario. La disponibilità di forza lavoro è stata infatti massima solo durante il periodo estivo poiché i nostri operatori approfittavano delle vacanze estive per venire a lavorare sull'isola. Un altro limite è stato quello dell'impossibilità di usare le macchine operatrici. L'utilizzo dei soli strumenti a mano non ha permesso di mettere in produzione lotti di terreno sufficientemente estesi e tali da incrementare in maniera apprezzabile



Fig. 7. Alcuni siti di abbeverata sono situati in prossimità di pozzi. Per quelli più lontani è stato necessario ricorrere all'utilizzo di un'autobotte per l'approvvigionamento.

le disponibilità alimentari dell'isola. Inoltre alcune lavorazioni indispensabili per incrementare le rese, per esempio l'aratura, richiedono necessariamente l'utilizzo di macchine operatrici.

Per eseguire efficaci attività di miglioramento ambientale risulta indispensabile, quindi, ricorrere a coltivatori professionisti e poter utilizzare le macchine operative.

Le prospettive di proseguimento del progetto si svilupperanno su due direttrici parallele. Da un lato saranno mantenute le attività volontarie relativamente alle operazioni più puntiformi come il ripristino e il mantenimento dei punti di abbeverata, la cura e la manutenzione dei frutteti e delle vigne, dall'altro saranno utilizzati dei trattori per la messa a coltura di estensioni di terreno più ampie. A tale fine è in progetto di coinvolgere anche altre figure professionali che, all'interno del quadro delle opere di miglioramento ambientale, provvederanno a eseguire le lavorazioni su più ampia scala.

Le ricerche sulla ornitofauna hanno fornito utili informazioni indirizzando la tipologia degli interventi di miglioramento ambientale già previsti all'interno del progetto in funzione delle esigenze ecologiche degli uccelli presenti sull'isola.

Naturalmente in questa fase non è possibile valutare l'efficacia delle opere di miglioramento ambientale stimando le variazioni di consistenza numerica e di specie. Tuttavia si ritiene che incrementando le superfici messe a coltura sarà possibile stabilire una correlazione fra le lavorazioni eseguite ed eventuali oscillazioni delle popolazioni ornitiche.

Sono in corso di individuazione le specie più rappresentate: le classi di età presenti, la valutazione dei depositi di grasso e dei muscoli pettorali sono registrati con regolarità i dati biometrici e quelli relativi alla muta.

A questi studi se ne sono affiancati altri per il monitoraggio della migrazione autunnale e il

monitoraggio della migrazione post-riproduttiva dei rapaci. Le attività si inseriscono nel "Progetto Piccole Isole" e nel "Progetto Migrans" già condotto da vari anni nell'Arcipelago Toscano.

Le attività di manutenzione dei manufatti e di rimozione dei residui inorganici hanno dimostrato la loro rilevanza, oltre che dal punto di vista dimostrativo, anche da quello del miglioramento della qualità ambientale *tout court* poiché focalizzate sulla rimozione di elementi potenzialmente pericolosi all'ambiente naturale. Il controllo periodico delle coste ha permesso di individuare presenze di rifiuti tossici o nocivi depositati dal mare lungo le coste dell'isola.

I risultati del progetto devono essere valutati considerando molteplici fattori. Il lavoro compiuto fino ad ora deve essere inteso come propeedeutico ad un'attività che, se per taluni versi ricalcherà le attività sopra descritte, se ne distaccherà per la quantità di opere che svilup-

perà. Dalla prima fase di prove ed esperimenti il progetto si articolerà mediante la messa a coltura di superfici estese e lo studio organico delle variazioni numeriche e specifiche della ornitofauna locale.

Il progetto rappresenta anche un impegno a contrastare l'abbandono e una sfida alla ricerca di azioni positive per il territorio. L'isola di Pianosa, sebbene sfruttata dall'uomo per millenni ha conservato una fisionomia peculiare. Le particolari condizioni l'hanno esclusa dallo sfruttamento turistico degli ultimi trent'anni.

L'isola, adesso parte integrante del Parco Nazionale dell'Arcipelago Toscano e quasi completamente disabitata, pone una sfida. Se sia possibile aprire le sue coste verso un modello di sviluppo a basso impatto ambientale o debba seguire una sorte simile a quella delle isole che fanno parte dell'arcipelago. I più di 200 volontari che nel corso del progetto sono stati sull'isola servono anche a testimoniare la possi-

bilità di fruire di questa bellissima isola preservandone l'integrità.

Ringraziamenti

È stato importante poter coinvolgere quanti conservano la memoria delle attività agricole che si sono svolte sull'isola. La disponibilità di chi, a vario titolo, ha trascorso una parte della sua vita in questa isola ci è stata davvero preziosa. I ricordi dei detenuti, dei funzionari del Ministero di Grazia e Giustizia degli agronomi, dei geologi e dei pianosini hanno facilitato il lavoro aiutandoci a identificare i terreni più idonei alle coltivazioni di erba medica, la presenza delle vasche di abbeverata e a individuare i periodi migliori per la semina delle foraggere. È doveroso inoltre riconoscere quanto abbia contribuito alla buona riuscita di questo progetto il lavoro degli operatori volontari che si sono alternati per due stagioni sull'isola. Studenti, professionisti, impiegati hanno zappato, vangato, sarchiato, seminato, annaffiato con eccezionale entusiasmo.

Bibliografia

- BACCETTI N., 1989. Notizie sull'avifauna nidificante a Pianosa (Arcipelago Toscano). *Quaderni del Museo di Storia Naturale di Livorno*, 10: 77-90.
- BALDINI R. M., 1998. Resoconto sullo stato floristico e vegetazionale dell'isola di Pianosa (relazione preliminare).
- BALDINI R. M., 2000. Flora vascolare dell'isola di Pianosa (Arcipelago Toscano): relazione tassonomica e aggiornamento. *Webbia*, 55 (1): 107-189.
- CAPIZZI D., SANTINI L. 1999. Topo domestico *Mus domesticus*. In: Spagnesi M. & Toso S. *Iconografia dei mammiferi d'Italia*. INBS., 77: 134
- 137.
- MASTRAGOSTINO L., 2001. *Itesori dell'isola di Pianosa nel Mar Tirreno*. Morgana ed., 103 pp.
- SOMMIER S., 1909. L'isola di Pianosa nel Mar Tirreno e la sua Flora. *Rivista Geografica Italiana*, 16: 441-464, 528-540, 585-606.

RASSEGNA SCIENTIFICA

A cura di
Pietro Genoni

Collaboratori
Tiziano Bo, Andrea Fazzino, Stefano Fenoglio, Marina Manca

Questa rubrica presenta una selezione di articoli di recente pubblicazione su alcune tra le principali riviste scientifiche internazionali. Il suo scopo è quello di offrire ai lettori una panoramica il più possibile aggiornata sullo stato della ricerca, di base ed applicata, nell'ambito degli argomenti trattati da Biologia Ambientale. I lavori sono raggruppati in base alla tematica affrontata, indicata mediante parole chiave all'inizio di ciascun gruppo di recensioni.

Le versioni integrali degli articoli presentati possono essere richieste direttamente all'autore referente riportato all'inizio di ogni recensione, oppure alla redazione di Biologia Ambientale (biologia.ambientale@cisba.it).

La rubrica è aperta al contributo di tutti i soci, i quali, oltre a segnalare alla redazione articoli ritenuti di interesse, sono invitati a collaborare in prima persona alla loro recensione, prendendo preventivi accordi con il curatore (p.genoni@arpalombardia.it).

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > ZOOPLANCTON > INFEZIONI

Exotopic protrusions and ellobiopsids' infections on zooplanktonic Copepods of a large, deep subalpine lake, Lago Maggiore (Northern Italy)

M. Manca, A. Carnovale, P. Alemani

M. Manca, CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (ISE), Sezione di Idrobiologia ed Ecologia delle Acque Interne, Largo Tonolli 52, 28922, Verbania Pallanza. E-mail: m.manca@ise.cnr.it

Formazioni esotopiche infestanti su organismi zooplanctonici sono state per la prima volta rinvenute in campioni del Lago Maggiore nel 1994. In origine esse sono state attribuite a due tipi differenti; quelle più comuni, dette del I tipo, erano scure, sferiche e a struttura interna granulare; quelle del II tipo erano piccole, trasparenti e a struttura interna agranulare. Esse venivano più comunemente rinvenute sulla superficie laterale del corpo di *Eudiaptomus padanus*, il calanotide più abbondante dello zooplankton del lago, all'articolazione tra il secondo ed il terzo segmento del prosoma.

Il successivo monitoraggio della presenza di queste formazioni, nel corso dell'attività di routine sullo zooplankton del lago tra il 1994

e il 2002, ha permesso di evidenziare la presenza di strutture più complesse che possono essere ricondotte a successivi stadi delle strutture originariamente rinvenute. In taluni casi, le formazioni esotopiche sono state identificate come stadi di infezione da parte di Ellobiopsidi. Questi ultimi sono protisti di incerta collocazione tassonomica, quasi sicuramente dinoflagellati privi di clorofilla, i quali, durante una fase del ciclo vitale, parassitano i crostacei zooplanctonici. Originariamente descritti in ambienti marini, essi sono stati rinvenuti nei laghi solamente in anni recenti. Sembra che l'iniziale puntura determini la produzione da parte dell'ospite di un sorta di ernia, fatto che spiegherebbe la ragione per cui vengono rinvenute cellule dell'ospite

all'interno delle cisti.

La presenza di formazioni esotopiche sembra essere una costante per i copepodi calanoidi del Lago Maggiore; tuttavia, la loro morfologia sembra essere divenuta più varia e differenziata nell'arco di tempo investigato dagli autori, ed esse sono state rinvenute su ospiti diversi da quelli sui quali erano state originariamente descritte: nel periodo più recente, anche i copepoditi e i nauplii di *Cyclops abyssorum*, la seconda specie per importanza tra gli organismi costituenti lo zooplankton del lago, sono risultati infettati. [MM]

Approfondimenti in: Manca, M. 2004. Exotopic protrusions and parasites of zooplanktonic copepods from Lago Maggiore, Italy. http://www.glerl.noaa.gov/res/task_rpts/1999/edyvander09-2p2.html

Reconstructing long-term changes in *Daphnia*'s body size from subfossil remains in sediments of a small lake in the Himalayas

M. Manca, P. Comoli

Journal of Paleolimnology, 32: 95-107 (2004)

M. Manca, CNR Istituto per lo Studio degli Ecosistemi (ISE), Sezione di Idrobiologia ed Ecologia delle Acque Interne, Largo Tonolli 52, 28922, Verbania Pallanza. E-mail: m.manca@ise.cnr.it

L'analisi combinata della comunità a cladoceri attuale e di quella subfossile di un lago del Nepal Himalayano, denominato Lago 40, ha messo in luce come la specie endemica della regione, *Daphnia* (*Ctenodaphnia*) *tibetana*, sia scomparsa da questo lago alla fine degli anni ottanta, dopo essere stata l'unica specie di *Daphnia* per un periodo di quasi 3.000 anni. Alla base di tale scomparsa pare vi sia stata un'elevata mortalità della componente più giovane della popolazione, quella formata dagli individui agli stadi neonatale e/o di prima muta, causata, con tutta probabilità, dalla presenza di quantità molto elevate di alghe filamentose e di mucillagini, rinvenute nelle sezioni di sedimento deposte in quel periodo.

Le dafnie, infatti, si nutrono trattenendo le particelle alimentari presenti nell'acqua mediante filtri dotati di "pettini"; le maglie di questi filtri crescono proporzionalmente alla taglia in quasi tutte le specie, ma non in quelle appartenenti a specie del tipo *D. tibetana*, nella quali la distanza tra le setole dei pettini è piccola, a dispetto della taglia gigantesca (oltre i 3 cm di lunghezza corporea). Le specie di grosse dimensioni, quali quelle del tipo presente in passato nel Lago 40, sono perciò le più vulnerabili alla presenza di alghe filamentose, e lo sono soprattutto i loro piccoli: i filamenti algali entrano all'interno del carapace sospinti dalle correnti causate dal movimento continuo degli arti modificati in funzione

alimentare, ma non possono essere utilizzati e determinano un vero e proprio intasamento dei loro filtri, che può causare la morte.

La ricostruzione di quanto sopra è stata resa possibile da una serie di evidenze.

1. La carota di sedimento analizzata era del tutto peculiare: il resto subfossile di *D. tibetana* più abbondante era costituito da capsule cefaliche, fatto decisamente raro, in quanto solitamente sono altre parti del corpo, più resistenti alla degradazione, a rappresentare i resti fossili più abbondanti nelle carote di sedimento. Le capsule cefaliche risultavano tipiche di dafnie appartenenti al sottogenere *Ctenodaphnia*, in quanto caratterizzate da un'incisura a livello mediano che separa due "ali" laterali, e che è conseguente al fatto che in questo sottogenere, contrariamente a quanto accade negli altri due (*Daphnia* e *Hyalodaphnia*), la porzione dorsale della sutura tra capo e carapace è diretta anteriormente, così che il carapace si estende in avanti fino allo scudo cefalico almeno per un breve tratto. Durante la degradazione che porta alla formazione dei resti fossili, capo e carapace si separano secondo la loro primitiva linea di sutura.

2. Le capsule cefaliche più piccole rinvenute nella carota di sedimento erano caratterizzate dalla presenza di un grosso foro centrale nella regione mediana.

Capsule cefaliche dello stesso tipo, sia piccole, con il foro centrale, che grandi, sono state rinvenute

in campioni zooplanctonici raccolti in un lago della zona circostante, ricchi sia di organismi intatti di *D. tibetana* sia delle loro exuviae (le spoglie che vengono ricambiate ad ogni muta). Gli individui di piccola taglia, agli stadi neonatale e/o di prima muta, presentavano, nella regione dorsale del capo, l'organo nucale; tale struttura è stata finora descritta in popolazioni di *Daphnia magna*, nelle quali, tuttavia, scompare dopo qualche ora dal rilascio dell'embrione dalla camera incubatrice dorsale. Essa riveste, con tutta probabilità, funzioni di osmoregolazione e si sa che è essenziale per la vita degli embrioni negli ultimi stadi di sviluppo. Il fatto che nei laghi Himalayani vi siano individui che la mantengono dopo la nascita è senza dubbio legato alle peculiari condizioni di quegli ambienti, soprattutto alle basse temperature, che rallentano la durata degli stadi di sviluppo.

3. Le capsule fossili con il foro centrale rinvenute nella carota di sedimento del Lago 40 sono dunque quelle che appartenevano ai neonati e/o ai giovani nella prima muta. Capsule con il foro centrale non erano finora mai state rinvenute né nel sedimento (dove, come sopra evidenziato, sono in realtà molto rare le capsule in genere), né in campioni zooplanctonici, né in individui allevati in laboratorio, a dispetto del fatto che una delle specie maggiormente utilizzate a questo scopo sia proprio una *Ctenodaphnia* (*Daphnia magna*), utilizzata, ad esempio, nei test di

tossicità). Ciò può essere dovuto al fatto che chi lavora con questa specie non ha alcun interesse a vedere, nelle provette sperimentali, le exuviae dell'animale, dovendo concentrarsi soprattutto sugli organismi interi. Guardare le spoglie è una vera e propria "deformazione professionale" di chi è abituato ad analizzare al microscopio il sedimento, o di chi sia interessato a misurare il bilancio energetico di una specie, per il quale, necessariamente, dovrà tenere in debito conto anche le "perdite" dovute alla ecdisi (perdita del vecchio esoscheletro e formazione di uno nuovo più grande). In aggiunta a ciò, non esistono studi su resti fossili di *Daphnia magna*.

4. Gli autori hanno utilizzato le capsule cefaliche del sedimento del Lago 40 per ricostruire le variazioni sia nell'abbondanza che nella taglia di *D. tibetana* lungo l'arco di tempo rappresentato dalla carota di sedimento (circa 3.000 anni). In ambienti d'alta quota che in condizioni naturali sono privi di pesci, la taglia di *Daphnia* tende ad aumentare verso la fine della stagione di crescita della popolazione. In ambienti di questo tipo, sia il numero delle mute che la taglia massima raggiunta dagli individui

costituenti la popolazione dipenderanno dalla durata della fase ad acque libere e dalle temperature del periodo estivo. In anni freddi, caratterizzati da una breve stagione riproduttiva, il numero di mute sarà basso e l'intervallo di taglia degli organismi sarà ristretto. Questo tipo di analisi è stato affiancato a quello classico, relativo alla ricostruzione delle variazioni nel tempo della comunità a Cladoceri in toto. Sono state ricostruite le variazioni nella taglia e nella presenza numerica degli individui agli stadi neonatale e/o di prima muta, utilizzando la presenza del foro mediano centrale come tracciante. Analisi di questo tipo non possono essere effettuate attraverso studi tradizionali sui resti fossili di cladoceri (basati su efippi, su unghioni del postaddome, o sulle mandibole). Esiste la possibilità di riportare in vita dafnie del passato a partire dalla schiusa dei loro efippi, ma è quasi impossibile riuscire a ricostruire le condizioni nelle quali essi si trovavano al tempo nel quale gli efippi sono stati prodotti.

5. Le capsule con il foro centrale sono risultate scomparire prima delle altre; dunque il declino e la successiva scomparsa di *D. tibetana* sono state conseguenza di

un'elevata mortalità degli stadi neonatali.

È noto che la taglia dei neonati di *Daphnia* è influenzata da fattori ambientali e che solitamente le dimensioni dei piccoli sono maggiori in ambienti più freddi, mentre i neonati più piccoli crescono più velocemente e compiono un numero di mute maggiore in condizioni di crescenti temperature e disponibilità alimentari. Nello studio sono state pertanto messe in relazione le variazioni nella taglia neonatale, alla pari di quelle nella struttura comunitaria dei Cladoceri, con stime indipendenti di cambiamenti ambientali ottenute dai dati sulle fluttuazioni dei ghiacciai e dati su pigmenti algali e diatomee fossili.

Sebbene *D. tibetana* sia tuttora presente nei laghi circostanti a quello studiato, la comparazione tra i dati recenti e quelli relativi ad una campagna condotta negli anni sessanta ha evidenziato che in altri due ambienti *D. tibetana*, originariamente presente, è stata sostituita da *D. longispina*, tipica di quegli ambienti (oggi classificata come *D. umbra*): siamo forse in presenza di una perdita di biodiversità? Le ricerche in corso serviranno a far luce su questo problema. [MM]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MACROINVERTEBRATI BENTONICI > DIRETTIVA 2000/60/CE

Does the ecoregion approach support the typological demands of the EU "Water Framework Directive"?

O. Moog, A. Schmidt-Kloiber, T. Ofenbock, J. Gerritsen

Hydrobiologia, 516: 21-33 (2004)

O. Moog, University of Agricultural Sciences, Institute for Water Provision, Aquatic Ecology and Waste Management, Department of Hydrobiology, Fisheries Management and Aquaculture, Max Emanuel Strasse 17, a -1180 Vienna, Austria. E-mail: otto.moog@boku.ac.at

Il nuovo sistema europeo di valutazione degli ecosistemi d'acqua dolce è basato sul concetto di condizioni di riferimento. Siccome lo stato ecologico dei fiumi deve essere determinato rispetto a condi-

zioni di riferimento prossime a quelle naturali, il punto focale è stabilire un quadro di tipologie. Una parte basilare di queste tipologie è l'approccio per ecoregioni.

L'analisi multivariata dei

gruppi di macroinvertebrati bentonici ha confermato i raggruppamenti presenti nei paesaggi fluviali austriaci in quattro delle ecoregioni acquatiche europee: Alpi, altipiani centrali, pianure ungheresi e Bal-

cani occidentali.

I gruppi bentonici sono più omogenei all'interno di un'ecoregione che tra diverse ecoregioni.

L'analisi di siti appartenenti ad aree adiacenti in Italia, Germania e Repubblica Ceca, ha chiaramente indicato che il concetto di ecoregione supporta la tesi dell'indipendenza dai confini amministrativi e che questo concetto può essere utilizzato in Europa per implementare la Direttiva quadro sulle acque. Ciononostante, considerando la struttura dettagliata delle mor-

fologie dell'Europa Centrale, le ecoregioni sono troppo estese e variabili per fornire una struttura valida per la gestione regionale basata su dati ecologici. Rispetto alla varietà della fauna dei corsi d'acqua dell'Europa Centrale, appare necessaria una più accurata divisione in bioregioni.

Combinando dei caratteri derivati *a priori* dalle tipologie riparie e di paesaggio e le principali tipologie fluviali con i risultati dell'analisi multivariata (gruppi appartenenti a comunità bentoniche simi-

li) si è giunti alla descrizione di 15 "Bioregioni Fluviali Austriache". Le bioregioni fluviali sono descrittori molto forti delle comunità faunistiche; la loro natura determinante è più forte della qualità ecologica di un sito.

Entro le bioregioni, la variabilità naturale di alcune misure biologiche (metriche, indici) è bassa. Di conseguenza, il potere discriminante delle misure per la valutazione dello stato ecologico risulta accentuato quando si utilizza la classificazione in bioregioni. [AF]

Overview and application of the AQEM assessment system

D. Hering, O. Moog, L. Sandin, P.F.M. Verdonschot

Hydrobiologia, 516: 1-20 (2004)

D. Hering, Department of Ecology, Faculty of Hydrobiology, University of Duisburg-Essen, D-45117 Essen, Germany. E-mail: Daniel.hering@uni-essen.de

Il principale obiettivo del progetto AQEM (The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates), finanziato dalla Comunità Europea, è stato quello di sviluppare la struttura di un sistema di valutazione per i corpi idrici europei, basato sui macroinvertebrati bentonici, che soddisfacesse i requisiti della Direttiva europea sulle acque (WFD).

Sono così stati creati i primi metodi di giudizio per 28 tipologie di corpi idrici europei e, più in generale, sono stati messi a punto i primi strumenti utilizzabili per il biomonitoraggio dei corpi idrici europei.

Lo sviluppo di questo sistema è basato su una nuova serie di dati

riguardanti diverse tipologie di corpi idrici in Austria, Repubblica Ceca, Germania, Grecia, Italia, Olanda, Portogallo e Svezia.

Complessivamente, sono stati raccolti 901 campioni di fauna macrobentonica utilizzando una procedura di campionamento multi-habitat standardizzata e, per ciascun punto di campionamento, è stato misurato un elevato numero di parametri relativi ai corpi idrici ed ai loro bacini. Misure di stress ambientale sono state derivate dall'esame delle caratteristiche fluviali e di bacino.

Un grande numero di metriche è stato testato indipendentemente per ciascuna tipologia fluviale, per identificare la risposta di ciascun parametro rispetto alla degradazione di un sito.

Questi processi sono risultati

in accordo con 18 metriche per le singole tipologie fluviali, che sono state combinate in un differente indice multimetrico in ciascuna nazione.

Il sistema di monitoraggio multimetrico AQEM è utilizzato per classificare un tratto fluviale in una classe di qualità ecologica che oscilla tra 5 (qualità alta) e 1 (qualità bassa) e spesso fornisce informazioni sulla possibile causa del degrado.

L'AQEM ha fornito una lista di taxa di 9557 macroinvertebrati europei con associate informazioni ecologiche, un pacchetto software per effettuare tutti i calcoli necessari all'applicazione del metodo AQEM e un manuale che descrive tutti gli aspetti dell'applicazione del sistema, dal sito di campionamento all'interpretazione dati. [AF]

Testing the European stream typology of the Water Framework Directive for macroinvertebrates

P.F.M. Verdonschot, R.C. Nijboer

Hydrobiologia, 516: 35-54 (2004)

P.F.M. Verdonschot, Alterra, Green World Research, P.O. Box 47,6700 AA Wageningen, The Netherlands. E-mail: piet.verdonschot@wur.nl

La Direttiva europea sulle acque definisce una struttura tipologica per monitorare in futuro la qualità ecologica dei corpi idrici e impone una forte richiesta di “nuovi” sistemi di monitoraggio.

Nel corso del progetto AQEM (The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates) è stato sviluppato un sistema di monitoraggio per i corpi idrici europei utilizzando i macroinvertebrati. Lo scopo di questo studio è stato di saggiare se le tipologie suggerite nella Direttiva siano utili per sviluppare un sistema di monitoraggio dei macroinvertebrati nei fiumi.

Un totale di 889 corpi idrici di 29 differenti tipologie fluviali è stato campionato in otto diverse nazioni occupanti la maggior parte dell'areale geografico europeo. Queste tipologie fluviali si adattano alle tipologie definite dalla Direttiva e

sono rappresentative anche della maggior parte delle ecoregioni europee. I siti selezionati includono gradienti da condizioni di riferimento (per la definizione si veda Nijboer *et al.*, *Hydrobiologia*, 516: 91-105, 2004) a siti con cattiva qualità ecologica.

Malgrado la standardizzazione, si sono osservate differenze significative tra le nazioni partecipanti, riguardanti il numero di taxa, il numero di individui e la risoluzione tassonomica. I dati, macroinvertebrati e variabili ambientali, sono stati analizzati utilizzando la Canonical Correspondance Analysis (CCA).

La distribuzione dei macroinvertebrati osservata ha largamente supportato i criteri di tipologie proposti dalla WFD. Questo significa che la maggior parte dei modelli di distribuzione dei macroinvertebrati nei corsi d'acqua europei ha seguito le condizioni climatologiche e geomorfologiche e che sono ben

distinti in termini di tipologie fluviali. Inoltre è stato dimostrato che fattori su larga scala influiscono sulla distribuzione di macroinvertebrati anche a scala molto piccola. Molte variabili esplicative sembrano essere indipendenti dalla scala di analisi. Anche ad una scala di risoluzione fine, i fattori più importanti come quelli geologici, geomorfologici e idrologici condizionano la presenza di specie diverse.

La distribuzione dei macroinvertebrati risulta meglio comprensibile se si considera, oltre alle diverse tipologie fluviali, anche l'influenza dei fattori chimico-fisici.

I fattori su larga scala sono le variabili che meglio spiegano la variazione di composizione delle comunità. Tuttavia, poichè questi fattori sono fortemente influenti a livello di tipologia fluviale, è probabilmente necessario un più accurato affinamento per distinguere le influenze tipologiche da quelle riferite alla qualità delle acque. [AF]

Comparing macroinvertebrate indices to detect organic pollution across Europe: a contribution to EC Water Framework Directive intercalibration

L. Sandin, D. Hering

Hydrobiologia, 516: 55-68 (2004)

L. Sandin, Swedish University of Agricultural Sciences, Department of Environmental Assessment, P.O. Box 7050, SE-75007 Uppsala, Sweden. E-mail: Leonard.sandin@ma.slu.se

Secondo la Direttiva quadro europea sulle acque, lo stato ecologico di un corpo idrico è definito comparando la composizione della comunità biologica osservata con le condizioni di riferimento in situazioni pressoché inalterate. Lo stato ecologico viene quindi attribuito ad una tra cinque possibili classi di qualità (elevato, buono, sufficiente, scadente, pessimo).

È di fondamentale importanza che lo stato ecologico “buono” abbia lo stesso significato all'inter-

no dell'Unione Europea, dal momento che i corsi d'acqua che non raggiungono questo obiettivo devono essere oggetto di interventi di miglioramento.

Quindi i valori dei Rapporti di Qualità Ecologica (Ecological Quality Ratios, EQR) che separano le classi di qualità buono-elevato e buono-moderato devono essere sottoposti ad intercalibrazione.

Ciascuna nazione deve riportare dati fisici, chimici e biologici di due siti per ciascuno di questi

valori limite e, siccome la maggior parte dei dati riguarda i macroinvertebrati bentonici, questo elemento di qualità è di grande importanza per i processi di intercalibrazione.

L'obiettivo di questo studio è stato, quindi, di comparare i risultati di differenti metriche basate sui macroinvertebrati bentonici, usate per valutare l'impatto dell'inquinamento di tipo organico (inclusa l'eutrofizzazione, uno dei maggiori impatti antropici sui corsi

d'acqua europei).

È stata valutata una selezione di dati del progetto AQEM (The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates), che includeva dati di macroinvertebrati bentonici e dati di parametri abiotici raccolti in quattro nazioni (Austria, Repubblica Ceca, Portogallo, Svezia) e riferiti a sette tipologie fluviali differenti.

Un gradiente di inquinamen-

to organico (inclusa l'eutrofizzazione) è stato definito utilizzando l'analisi delle componenti principali, mentre i valori limite fra lo stato ecologico elevato-buono e quello buono-moderato stabiliti da ciascuna nazione sono stati utilizzati per definire valori limite arbitrari.

L'Average Score Per Taxon (ASPT) è risultato ben correlato con il gradiente di alterazione nella maggior parte delle tipologie fluviali, sebbene l'Indice Saprobico abbia funzionato decisamente meglio dell'ASPT nelle nazioni (Austria e

Repubblica Ceca) dove i macroinvertebrati vengono generalmente identificati ad un più basso livello tassonomico (specie) piuttosto che ad un livello più elevato (genere, famiglia).

Definire i valori limite armonizzati tra le classi è difficile; questo processo deve considerare le differenze naturali tra le tipologie fluviali (ossia nei valori di riferimento delle metriche) ma deve eliminare le differenti percezioni di qualità ecologica.

[AF]

Establishing reference conditions for European streams

R.C. Nijboer, R.K. Johnson, P.F.M. Verdonshot, M. Sommerhauser, A. Buffagni

Hydrobiologia, 516: 91-105 (2004)

R.C. Nijboer, Alterra, Green World Research, P.O. Box 47,6700 AA Wageningen, The Netherlands. E-mail: rebi.nijboer@wur.nl

La Direttiva quadro europea sulle acque stabilisce che i Paesi membri devono monitorare lo stato ecologico di un corpo idrico paragonando le condizioni attuali con le condizioni attese di riferimento. Nel progetto AQEM (The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates) i diversi partecipanti hanno usato i criteri stabiliti dalla Direttiva per selezionare i siti di riferimento di ciascuna tipologia fluviale.

Questo studio si è proposto di valutare l'idoneità di questi criteri e di convalidare le condizioni di riferimento prescelte, paragonando il metodo di classificazione dei siti prima dell'analisi con la valutazione dei siti effettuata usando il sistema sviluppato con il progetto AQEM. Lo studio ha dimostrato che non tutti i criteri per le condizioni di riferimento possono essere accettati per tutte le tipologie fluviali.

Questo implica che i "veri" siti di riferimento non possono essere scelti per tutte le tipologie fluviali all'interno del progetto AQEM.

Le differenze tra ecoregioni, Paesi e tipologie fluviali sono state interpretate dal punto di vista dell'impatto antropico. La validazione delle condizioni di riferimento ha messo in evidenza differenze tra la classificazione dei siti di riferimento basata su criteri utilizzati sul campo e sull'interpretazione diretta dei dati ambientali o biologici, e il risultato del sistema di monitoraggio proposto.

In diversi paesi non è stato possibile selezionare le condizioni di riferimento poiché la maggior parte dei criteri *a priori* non sono stati riscontrati. Per esempio, le condizioni di riferimento per le tipologie fluviali presenti in Olanda sono state stabilite utilizzando dati storici e previsioni basate su dati provenienti da altre regioni geografiche.

Utilizzare dati presi da nazioni adiacenti è apparso un metodo

perseguibile per stabilire le condizioni di riferimento. I siti di riferimento presi da altre aree geografiche hanno presentato una più elevata qualità ecologica rispetto ai siti olandesi con buona qualità ecologica. Comunque, i risultati delle metriche hanno dimostrato una grande sovrapposizione tra lo stato ecologico buono ed elevato.

Le informazioni storiche, d'altro canto, non sono state ritenute utili nei calcoli delle metriche a causa delle differenze contraddittorie nei metodi di campionamento. Un buon vantaggio conseguente all'utilizzo delle informazioni storiche è dato dal fatto che specie rare, che sono localmente estinte ma che si rinvengono nella stessa tipologia fluviale in altre aree geografiche, possono essere aggiunte alle condizioni di riferimento attese. Quando e quali metodi possano essere usati per stabilire le condizioni di riferimento è illustrato in un diagramma di flusso.

[AF]

The effect of taxonomic resolution on the assessment of ecological water quality classes

A. Schmidt-Kloiber¹, R.C. Nijboer

Hydrobiologia, 516: 269-283 (2004)

A. Schmidt-Kloiber, BOKU, University of Natural Resources and Applied Life Sciences, Vienna, Max Emanuel Strasse 17, a - 1180 Vienna, Austria. E-mail: astrid.schmidt-kloiber@boku.ac.at

Nell'ambito della valutazione ecologica delle acque correnti basata sui macroinvertebrati bentonici esistono differenti livelli di risoluzione tassonomica (specie, genere, famiglia, ...). Sebbene i sistemi di valutazione si siano spesso sviluppati con dati dettagliati a livello di specie, chi si occupa di gestione dei corpi idrici ed i vari fruitori potrebbero volere utilizzare dati riguardanti livelli tassonomici più elevati per stimare la qualità ecologica di un corpo idrico, a causa delle limitate risorse umane od economiche.

La domanda che si pongono gli autori è se un sistema di valutazione costruito con dati al dettaglio di specie è applicabile anche utilizzando dati con una risoluzione tassonomica maggiore.

Con il progetto AQEM (The Development and Testing of an Integrated Assessment System for the Ecological Quality of Streams and Rivers throughout Europe using Benthic Macroinvertebrates), un si-

stema di valutazione multimetrica è stato sviluppato per stimare le classi di qualità ecologica (da pessimo ad elevato) di differenti corpi idrici europei.

Questo studio si pone l'obiettivo di verificare se i risultati delle classi di qualità delle acque cambino utilizzando l'AQEM Assessment Software (AAS) con differenti risoluzioni tassonomiche e -in caso affermativo- di quanto divergano i risultati dalle originali classi di qualità ecologica e se tali variazioni siano unidirezionali. Per le analisi sono stati usati dati riguardanti quattro tipologie fluviali austriache e due olandesi.

Viene dimostrato che l'attribuzione di un sito ad una classe di qualità ecologica può cambiare se vengono utilizzati diversi livelli tassonomici. Le variazioni osservate avvengono in entrambe le direzioni (alta/bassa classe di qualità ecologica). Nella maggior parte dei casi la divergenza era solamente di una classe di qualità, ma si sono trovate

anche deviazioni più consistenti.

Le cause dei cambiamenti nella valutazione sono state ricercate esaminando separatamente le singole metriche del sistema multimetrico. Alcune delle metriche calcolate si basano su informazioni autoecologiche a livello di specie e non sono applicabili per livelli tassonomici più elevati. Altre metriche hanno lavorato altrettanto bene con livelli tassonomici più elevati e hanno dimostrato più o meno buone distinzioni tra le classi di qualità ecologica.

Gli autori concludono che l'AQEM Assessment Software non può essere applicato se vengono utilizzati dati riferiti a più elevati livelli di identificazione tassonomica. Siccome le deviazioni non sono unidirezionali e oscillano da una a tre classi di qualità ecologica, non è possibile includere un fattore correttivo utilizzando il software con un livello di risoluzione tassonomica maggiore.

[AF]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MONITORAGGIO BIOLOGICO > MACROINVERTEBRATI BENTONICI

ANNA: a new prediction method for bioassessment programs

S. Linke, R.H. Norris, D.P. Faith, D. Stockwell

Freshwater Biology, 20: 147-158 (2005)

S. Linke, Cooperative Research centre for Freshwater Ecology, University of Canberra, Belconnen, ACT 2601, Australia. E-mail: slinke@lake.canberra.edu.au

La *cluster analysis* dei siti di riferimento che presentano comunità biologiche simili costituisce il primo passaggio nella creazione del River Invertebrate Prediction and Classification System (RIVPACS) e di modelli di valutazione simili, quali l'Australian River Assessment

System (AUSRIVAS). Gli autori di questo studio descrivono e sperimentano un metodo predittivo alternativo, l'Assessment by Nearest Neighbour Analysis (ANNA), basato sulla medesima filosofia di RIVPACS e AUSRIVAS, ma senza la fase di raggruppamento che alcuni

considerano artificiale.

I passi nella creazione del modello ANNA sono: (1) ponderazione delle variabili predittive utilizzando un approccio multivariato analogo alle correlazioni degli assi principali, (2) calcolo della distanza Euclidea ponderata di un

sito-test da uno di riferimento in base ai predittori ambientali, (3) previsione della composizione faunistica in base al sito di riferimento più vicino e (4) calcolo del rapporto osservati/attesi (O/E) analogamente al RIVPACS/AUSRIVAS.

Lo studio mette a confronto i modelli AUSRIVAS e ANNA su 17 banche dati rappresentative di differenti habitat e stagioni. Innanzitutto, esamina ciascun modello di regressione per il numero di taxa osservati rispetto agli attesi, inclusi

il parametro r^2 , l'intercetta e la pendenza. Successivamente, sono poste a confronto le valutazioni prodotte dai due modelli su 79 siti della Nuova Zelanda. Ancora, i modelli sono confrontati rispetto a siti-test e siti di riferimento lungo un gradiente noto di contaminazione da metalli. Infine, i modelli ANNA sono valutati per l'Australia occidentale, una regione australiana geograficamente distinta dalle altre.

I confronti dimostrano che

ANNA ed AUSRIVAS sono generalmente equivalenti nella *performance*, sebbene ANNA si mostri potenzialmente più robusto nella regressione O/E e più accurato sul gradiente di siti contaminati da metalli.

In conclusione, il metodo ANNA viene raccomandato per la valutazione biologica dei fiumi, almeno per supportare i risultati dei più consolidati modelli di RIVPACS e AUSRIVAS, se non per sostituirli.

[PG]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MONITORAGGIO BIOLOGICO > FAUNA ITTICA

Are alien fish a reliable indicator of river health?

M.J. Kennard, A.H. Arthington, B.J. Pusey, B.D. Harch

Freshwater Biology, 50: 174-193 (2005)

M.J. Kennard, CRC for Freshwater Ecology, Centre for Riverine Landscapes, Griffith University, Nathan, Queensland 4111, Australia. E-mail: m.kennard@griffith.edu.au

La capacità, da parte di numerose specie di pesci introdotte, di prosperare in ambienti acquatici degradati e la loro capacità di impattare la struttura e la funzione degli ecosistemi acquatici suggeriscono che le specie aliene possono rappresentare un sintomo e, contemporaneamente, una causa del declino della salute dei fiumi e dell'integrità delle comunità ittiche native.

La differente sensibilità di numerose specie aliene -comune- rinvenute- alle condizioni di alterazione dei corsi d'acqua, il meccanismo ed il motivo della loro introduzione e la diversa suscettibilità degli ambienti fluviali ad essere invasi, in conseguenza delle loro caratteristiche ambientali e biologiche, rappresentano tutti dei fattori di confondimento che possono rendere oscura l'interpretazione delle modalità di distribuzione e di abbondanza delle specie introdotte e, di conseguenza, la loro affidabilità quali indicatrici di salute dei fiumi.

Gli autori si sono posti la domanda se le specie ittiche aliene (ossia quelle specie introdotte da altri Paesi) possano essere indicatori affidabili dello stato di salute dei corsi d'acqua nel Queensland sud-orientale (Australia). Sono state esaminate le relazioni tra la distribuzione, gli indici di abbondanza e biomassa delle specie aliene e le caratteristiche ambientali, le caratteristiche biologiche delle comunità ittiche native e gli indicatori di disturbo antropico, studiando un elevato numero di siti soggetti a differenti tipi e intensità di impatto.

Le specie ittiche aliene sono risultate ampiamente diffuse e spesso abbondanti nell'area di indagine; le cinque specie rinvenute sono da considerarsi relativamente tolleranti alla degradazione dei fiumi, aspetto che li rende possibili buoni indicatori della salute di questi ambienti. La variazione degli indici basati sulle specie aliene è risultata non correlata all'ampiezza dei siti indagati, allo sforzo di campionamento o ai gradienti ambientali

naturali. La resistenza biologica della fauna ittica nativa non si è dimostrata un fattore importante per mediare l'invasione da parte delle specie aliene. La variazione degli indici basati sulle specie aliene si è mostrata, comunque, fortemente legata agli indicatori di intensità di disturbo che descrivono la compromissione degli habitat in alveo e sulle rive, alla qualità dell'acqua e all'uso del territorio circostante, in particolare l'estensione del suolo urbanizzato.

Gli autori esaminano i possibili fattori di confondimento che possono influenzare la probabilità dell'introduzione e del successo di insediamento di una specie aliena e le implicazioni di tali fattori per la valutazione biologica dei fiumi. Le conclusioni sono che il possibile forte impatto che molte specie ittiche aliene possono esercitare sull'integrità biologica degli ecosistemi acquatici, insieme alla loro potenzialità di utilizzo come punto di partenza per evidenziare altre forme di impatto antropico, suggeriscono

scono che alcune di queste specie (in particolare appartenenti alla fa-

miglia Poeciliidae) possono rappresentare un indicatore preliminare

dello stato di salute di un fiume.

[PG]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MONITORAGGIO BIOLOGICO > MACROFITE ACQUATICHE

An application of canonical correspondence analysis for developing ecological quality assessment metrics for river macrophytes

I. Dodkins, B. Rippey, P. Hale

Freshwater Biology, 50: 891-904 (2005)

I. Dodkins, Environmental Sciences, University of Ulster, Cromore Road, Coleraine, Northern Ireland, BT52 1SA, U.K.. E-mail: ir.dodkins@ulster.ac.uk

La composizione e l'abbondanza delle macrofite acquatiche sono elementi di qualità richiesti dalla Direttiva europea sulle acque per determinare lo stato ecologico. Gli autori propongono cinque metriche, che possono essere tra loro combinate al fine di determinare lo scostamento rispetto a condizioni di riferimento di comunità di macrofite acquatiche dei fiumi dell'Irlanda del Nord.

Utilizzando l'Analisi Canonica delle Corrispondenze (CCA) su dati rilevati in 273 siti, sono stati individuati gli *optima* e l'ampiezza delle nicchie di specie di macrofite lungo gradienti di nitrati, pH, conducibilità, ossigeno disciolto e limo. Cinque metriche a punteggio sono quindi state definite in base a que-

sti gradienti ambientali in nuovi siti di monitoraggio, facendo uso dei valori medi di *optimum* delle specie presenti in quei siti, ponderati per la percentuale di copertura e l'ampiezza della nicchia di ciascuna specie.

Una rete preliminare costituita da 32 siti ad elevata qualità fisico-chimica ed idromorfologica, e rappresentativa delle diverse tipologie fluviali nordirlandesi, ha permesso di produrre, per ciascuna tipologia, i punteggi di riferimento per le metriche. Cinque siti non impattati e venti siti impattati sono stati usati per saggiare la *performance* delle metriche. Sottraendo dai punteggi di riferimento i punteggi ottenuti in ogni sito monitorato, si sono determinate le misure di

impatto ecologico lungo i cinque differenti gradienti. Le metriche sono anche state combinate tra loro per fornire una misura dell'impatto ecologico complessivo.

Il sistema di metriche ha distinto siti non impattati da quelli impattati ed ha identificato correttamente il 77% degli impatti noti. Inoltre, le metriche hanno distinto i differenti tipi di impatto, ad esempio quelli relativi a limo e nitrati.

La presenza e l'abbondanza di macrofite acquatiche hanno un'elevata variabilità naturale in un sito, sia dal punto di vista temporale che spaziale. Il metodo proposto è stato pensato per essere sensibile ai cambiamenti ecologici riducendo le interferenze causate dalle variazioni naturali. [PG]

ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE > MACROINVERTEBRATI BENTONICI

Temporal and spatial patterns of coarse particulate organic matter and macroinvertebrate distribution in a low-order Apennine stream

S. Fenoglio, T. Bo, P. Agosta, G. Malacarne

Journal of Freshwater Ecology, 20: 539-547 (2005)

S. Fenoglio, Università del Piemonte Orientale, Dipartimento di Scienze e Tecnologie Avanzate., via Cavour 84, 15100 Alessandria. E-mail: fenoglio@unipmn.it

In questo lavoro è stata analizzata la distribuzione spaziale della fauna macrobentonica in un *rif-fle* uniforme di 50 metri in un torrente dell'Appennino ligure (Rio del Giovo, Sassello). Lo studio è stato

condotto nel marzo-maggio 2003, quando l'*input* organico di origine alloctona (legato alla caduta delle foglie in autunno) è rapidamente colonizzato e demolito. È stata analizzata la relazione tra la composi-

zione tassonomica e funzionale della comunità macrobentonica, la disponibilità di materia organica grossolana (CPOM) e alcune caratteristiche ambientali (velocità della corrente, profondità dell'acqua,

composizione granulometrica del substrato).

I microambienti privi di CPOM sono risultati i più selettivi, in grado di ospitare solo taxa altamente specializzati. La distribuzione spaziale dei gruppi trofici funzionali (FFG) è risultata significativamente influenzata dalla disponi-

bilità e dalla variazione temporale della materia organica di origine alloctona. In particolare, i tagliuzatori (*shredders*) sono distribuiti in misura omogenea nell'alveo quando il CPOM è abbondante, mentre quando tale risorsa inizia a scarseggiare e a localizzarsi, essi si concentrano nei *patches* ove vi è

maggior disponibilità di tale risorsa.

Lo studio evidenzia come un tratto fluviale integro e ricco di numerosi microambienti sia, dal punto di vista ecologico, maggiormente funzionale e in grado di supportare comunità animali ricche e diversificate. [SF-TB]

Hydraulic microhabitats and the distribution of macroinvertebrate assemblages in riffles

A.J. Brooks, T. Haeusler, I. Reinfelds, S. Williams

Freshwater Biology, 50: 331-344 (2005)

A.J. Brooks, Science Unit, South Coast Region, New South Wales Department of Infrastructure, Planning and Natural Resources, Wollongong, Australia.

Gli autori analizzano l'influenza delle condizioni idrauliche sulla distribuzione spaziale della fauna macrobentonica in *riffles* di tre corsi d'acqua perenni dell'Australia. Il lavoro è stato condotto in 56 stazioni di campionamento: in ognuna di esse sono state misurate la velocità della corrente, la profondità e la composizione del substrato. Le variabili idrauliche, quali il numero di Reynolds (relativo alla rugosità del substrato), il numero di Froude e la velocità trasversale, sono state successivamente calcolate, attraverso la combinazione di due o tre variabili misura-

te direttamente. Per quanto concerne i dati biotici, sono stati considerati il numero di taxa, l'abbondanza numerica e la composizione della comunità a macroinvertebrati.

L'analisi statistica dei dati ha mostrato come l'abbondanza numerica dei macroinvertebrati e il numero di taxa siano negativamente correlati con il numero di Reynolds, con la velocità e con il numero di Froude. La profondità è risultata negativamente correlata con l'abbondanza numerica.

Questo studio mette in evidenza come la maggior parte dei taxa bentonici tipicamente reofili prefe-

risca le aree del fondo ove la turbolenza è minore. Il numero di Reynolds sembra influenzare più di altre variabili idrauliche (misurate o calcolate) la reale abbondanza, distribuzione e composizione in taxa della fauna macrobentonica. Inoltre, tra le variabili misurate direttamente, la velocità assume il maggior potere discriminante.

A livello di micro-habitat, differenze delle condizioni idrauliche dovute alla combinazione di velocità, profondità, e rugosità del substrato, giocano un ruolo fondamentale nella distribuzione spaziale della fauna macrobentonica. [SF-TB]

RECENSIONI

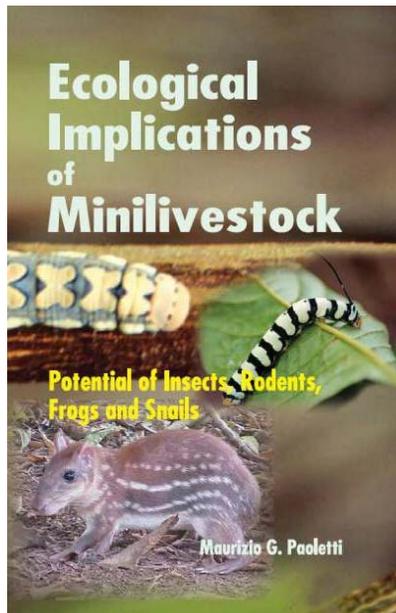
Paoletti M.G., (Ed.)

Ecological implications of minilivestock. Role of Insects, Frogs and Snails for sustainable development.

Science Publishers, Inc. Enfield (NH), Plymouth, UK, 2005. (Pag. 608, 16 tavole a colori, \$97,50).

In un divertente film di alcuni anni fa, ambientato in Australia, il protagonista, un bianco nativo di quel continente e cresciuto presso una comunità di aborigeni, si avvaleva delle proprie conoscenze in materia di alimentazione per fare colpo su una avvenente giornalista americana, sua compagna di avventure. Posta di fronte ad una foglia riccamente guarnita di larve di insetti, bruchi di farfalla e vermi di terra, facendo buon viso a cattiva sorte, la giovane donna si apprestava a cibarsi del succulento pasto, se non fosse stato per la scatoletta di carne prontamente offerta dall'aborigeno di adozione che, rassicurandola, indicava quelle cibarie come l'ultima risorsa per sopravvivere nel deserto.

Riflettendo a distanza di anni su quella che poteva sembrare la parodia di una cultura decadente, si riscopre oggi l'inaspettata importanza della questione, alla luce dell'interessante volume curato da Paoletti e collaboratori. Nell'agiatezza della società occidentale, non ci poniamo certo il problema della disponibilità delle risorse globali per l'alimentazione umana. E invece si apprende che sono circa tre miliardi nel mondo le persone che



soffrono di carenze alimentari per mancanza di calorie, proteine, vitamine e sali minerali fondamentali come iodio e ferro. L'incremento della popolazione mondiale, al tasso attuale di crescita, raddoppierà nel giro di mezzo secolo. D'altro canto si rileva che delle circa 15 milioni di specie animali e vegetali presenti sul globo, solo una quindicina sono quelle coltivate e solo otto quelle allevate a sostegno del 90% delle riserve alimentari dell'uomo. Forse la soluzione del problema sta proprio nella succulenta foglia del nostro amico aborigeno? Prendendo sul serio l'argomento, Paoletti e collaboratori, nel loro compendio sullo stato delle conoscenze e degli usi alimentari alternativi, e non solo, propongono di seguire la strada che conduce ad una rivalutazione dei *minilivestock*, i piccoli animali tradizionalmente utilizzati nell'alimentazione di molti popoli delle regioni tropicali, per incrementare la diversità delle

specie che costituiscono la fonte di cibo per l'uomo. L'utilizzo di piccoli animali come cibo, recuperando e diffondendo l'immenso patrimonio di conoscenze che le culture nei vari angoli della terra conservano ancora intatte, attraverso i secoli di storia, potrebbe rappresentare la chiave di volta per la soluzione di problemi alimentari che, nonostante tutto, affliggono l'umanità. Una risorsa presumibilmente più appropriata e sostenibile. I *minilivestock* comprendono in questo volume artropodi, vermi, molluschi, anfibi, piccoli roditori e rettili. Questa comunità di organismi può costituire una biomassa in grado di competere con le tradizionali scorte alimentari rappresentate dal bestiame di grossa taglia, decuplicando le rese a parità di estensione. Gli artropodi possono ad esempio superare di dieci volte il peso del bestiame allevato in un ettaro di terra, i vermi fino a trenta volte. La strategia per combattere le future carenze alimentari andrà quindi ricercata nel diversificare e aumentare le risorse di cibo rispetto a quelle attuali legate ai cereali. Diffondere la conoscenza dei piccoli animali come strategia per uno sviluppo sostenibile, questo l'obbiettivo del volume curato da Paoletti, che raccoglie esperienze di ricercatori provenienti dai cinque continenti, affrontando non solo gli aspetti legati all'uso alimentare delle più varie forme viventi, ma anche cogliendo interessanti aspetti legati alle proprietà curative di molte specie.

All'interno dei trenta capitoli e delle oltre 600 pagine di cui è composto il testo sono racchiuse le tecniche, le conoscenze e i segreti di un patrimonio culturale che ri-

schia di cadere nell'oblio e che invece può fornire un prezioso contributo alla soluzione di problemi alimentari dei prossimi decenni, specie in quei popoli che, adeguandosi al meccanismo perverso della nostra società consumistica, rischia-

no di perdere di vista le proprie origini e le proprie fondamentali risorse. Questa conoscenza deve anche divenire patrimonio conoscitivo di tutti i consumatori, anche occidentali, e delle agenzie che operano per lo sviluppo.

Il volume può essere richiesto a: *NBN International, Estover Road, Plymouth PL6 7PY, UK (01752) 202301; Fax: (01752) 202331; E-mail: orders@nbnplymbridge.com.*

G.N. Baldaccini

Corsetti L. (Ed.)

Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione.

Atti del convegno, Sperlonga 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina, 2004, 174 pp.

Gli uccelli rapaci rivestono un peculiare interesse in quanto, come rammenta nell'introduzione al volume Stefano Allavena, "le loro popolazioni sono soggette a notevoli fluttuazioni anche in un arco temporale breve, per motivi legati alla loro biologia, all'abbondanza o scarsità delle loro prede, agli eventi climatici e, con sempre maggiore rilevanza, alle attività umane". Inoltre essi "in quanto predatori, si trovano agli apici delle catene alimentari: la presenza di certe specie pertanto, insieme alla loro abbondanza, ci dà un indice della qualità ambientale". I rapaci poi "sono considerati uccelli a priorità di conservazione a livello di Unione Europea e la loro presenza può motivare di per se stessa perfino l'istituzione di nuove aree protette".

Lo status attuale, le minacce e le strategie di conservazione dei rapaci nel Lazio sono stati discussi in un convegno, svoltosi il 15 dicembre 2003 a Sperlonga, promosso da ALTURA (Associazione per la tutela degli uccelli rapaci e dei loro ambienti), con la collaborazione del Parco regionale Riviera di Ulisse,



del Comune e della Regione Lazio.

Gli atti del convegno, pubblicati nel 2004, contengono 17 contributi, dei quali i primi 14 riguardano lo status di alcune specie in aree più o meno ampie del Lazio, mentre gli ultimi 4 trattano di problemi generali di conservazione degli uccelli rapaci nella regione.

Alcune relazioni pubblicate nel volume evidenziano i risultati positivi di interventi attivi di conservazione. La protezione dei nidi, infatti, ha portato a un incremento del 52% della popolazione del falco pellegrino nel Lazio meridionale, in 20 anni circa, e questa specie ha nidificato con successo anche all'interno di un sito industriale. La reintroduzione del grifone in Abruzzo, all'interno della Riserva naturale orientata del Monte Velino, attuata tra il 1994 e il 2002, ha fatto sì che esso nidifichi oggi an-

che in alcune aree protette del Lazio, mentre in precedenza era considerato estinto nella regione.

Tuttavia, il quadro generale che emerge dagli atti del convegno è sicuramente preoccupante. Tendono, infatti, ad aggravarsi, o quantomeno a rimanere stabili, i problemi da tempo noti come cause del declino di molte specie di rapaci come: la frammentazione degli habitat, l'uso dei pesticidi in agricoltura, lo sviluppo del traffico veicolare, la diffusione delle linee aeree di conduzione dell'energia elettrica, l'uso di bocconi avvelenati.

Nuovi motivi di preoccupazione, inoltre, si aggiungono a quelli noti da tempo. L'aquila reale, per esempio, vede contrarre le proprie aree di caccia, a seguito della chiusura della vegetazione in superfici un tempo a prateria. Il barbagianini perde siti di nidificazione a causa delle sempre più frequenti ristrutturazioni di edifici rurali. La popolazione di nibbio bruno che vive nella periferia sud occidentale di Roma è ormai ridotta ad utilizzare la discarica di rifiuti di Malagrotta come una tra le principali aree di foraggiamento e potrebbe subire una seria contrazione a seguito della chiusura di questa discarica.

La nuova minaccia per i rapaci citata più diffusamente nel volume, però, è la realizzazione di impianti per l'utilizzazione dell'energia eolica. Fabio Borlenghi ricorda, nella sua relazione riguardante l'impatto degli impianti eolici sugli uccelli rapaci, che studi

condotti negli Stati Uniti e in altri paesi hanno evidenziato come essi abbiano un impatto negativo sugli uccelli, e in particolare sui rapaci, sia a causa delle collisioni sia per la perdita di habitat. Per quanto riguarda il Lazio, sono stati identificati da Borlenghi 28 progetti per la costruzione di impianti eolici, tutti su crinali montani di particolare pregio naturalistico e paesaggistico. In 11 delle aree interessate dai progetti è presente l'aquila rea-

le e in una di tali aree, i Monti della Tolfa, vivono l'unica popolazione nidificante di nibbio reale del Lazio e la quasi totalità dei bianconi nidificanti nella regione.

È evidente quindi come, per la conservazione dei rapaci del Lazio, sia necessario verificare attentamente la possibilità di realizzare impianti per l'utilizzazione dell'energia eolica, possibilmente nell'ambito della valutazione ambientale strategica della pianificazione

energetica regionale. In tal contesto si potrà evitare che tali impianti, forse poco rilevanti per il contributo che potrebbero dare alle esigenze di approvvigionamento di energia elettrica, in una regione che peraltro ne è già esportatrice, possano arrecare danni irreparabili alla sua biodiversità.

Il volume può essere chiesto a: Comune di Sperlonga, Assessore all'ambiente, Piazza Europa 4, 04029 Sperlonga (Latina).

Massimo Leone

Pignatti S. (a cura di)

Biodiversità e aree naturali protette

Edizioni ETS, Pisa, 2005, 238 pp., Euro 14,00 (www.edizioniets.com).

Con questo lavoro si inaugura la collana "Le aree naturali protette" della casa editrice ETS, diretta da Renzo Moschini, noto perché da anni si occupa di questo settore specifico. Il volume rappresenta un interessante contributo al dibattito attualissimo che vede occupati ecologi, ecologi applicati, amministratori, pianificatori e tecnici delle aree protette. Non basta essere bravi ecologi per potersi occupare di parchi e riserve naturali, così come non si possono tralasciare le conoscenze ecologiche quando si amministrano questi settori territoriali sottoposti a tutela.

Nel volume si propone finalmente una serie di contributi, firmati da altrettanti esperti (Pignatti, Alleva, Buiatti, Contoli, Lasen, Lovari, Sammuri, Tescarollo, Battisti), su argomenti di sicuro interesse per lo studente, il professionista, il tecnico, sia esso naturalista o proveniente dalle altre discipline del territorio. Concetto trainante -quello

della biodiversità- che viene presentato, dai diversi Autori, con le sue differenti definizioni, articolazioni, componenti (ricchezza, equipartizione, indici di diversità, alfa, beta, gamma-diversità) e sottolineandone le possibilità applicative (il monitoraggio, l'uso di specie come indicatori, le reti ecologiche, ecc.). Vengono inoltre proposte alcune esperienze e le possibilità di ricerca scientifica nelle aree protette.

L'utilità di una pubblicazione di questo genere è soprattutto quella di favorire lo scambio di concetti e conoscenze fra settori disciplinari che, pur occupandosi degli stessi "oggetti territoriali" (le aree protette), spesso operano ignorandosi reciprocamente (urbanisti, pianificatori ambientali, naturalisti, forestali, ingegneri ambientali, direttori di aree protette, ecc.), sottovalutando così le immense problematiche che insistono dietro alcune forme di pianificazione ambientale.

Si pensi alla pianificazione di rete ecologica che, almeno in una prima fase, è stata interessata dalla redazione di piani che privilegiavano l'aspetto cartografico-descrittivo (le "aree core", i "corridoi", ecc.) senza tenere conto delle implicazioni di carattere ecologico e conservazionistico che stavano dietro

la necessità di un approccio di questo tipo. In questo settore trasversale, a cavallo tra le scienze del territorio, quelle urbanistiche ed ecologiche, è invece necessario far acquisire le conoscenze di base a tutti coloro che hanno responsabilità in questo settore, prima di operare con strategie che potrebbero dare indirizzi "forti" riguardo alle scelte territoriali, ma fallaci nella loro coerenza.

La scarsa conoscenza di alcuni concetti e meccanismi ecologici di base da parte di chi si occupa di aree protette può portare infatti al fallimento di strategie gestionali. È importante che questi operatori consolidino le proprie conoscenze proprio perché chi lavora nei parchi ha la possibilità unica, oltre che di gestire, anche di studiare struttura e funzione dei meccanismi ecologici al loro interno, nonché quello di compiere sperimentazione sul campo (es., nel restauro ambientale o nello studio dei disturbi antropogenici, delle relazioni con la componente antropica e degli effetti sulla diversità biologica).

Questo libro è sicuramente uno strumento utile in tal senso e può rientrare anche tra i testi da adottare per gli studenti dei corsi in ecologia applicata.

Corrado Battisti

Ecoregioni e reti ecologiche – La pianificazione incontra la conservazione

Atti del Convegno Nazionale, Roma, 27-28 maggio 2004.

Allegato ad "Attenzione", Ed. Edicomprint, n. 30 ottobre 2003, 112 pagine.

Il 27 e 28 maggio del 2004 si è svolto a Roma un convegno nazionale sulle reti ecologiche, organizzato dalla Provincia di Roma, dall'Unione delle Province Italiane e dal WWF Italia, con la collaborazione della Società Italiana di Ecologia, dell'Istituto Nazionale di Urbanistica, dell'Associazione Analisti ambientali e della Società Italiana di Ecologia del Paesaggio.

La prima parte del quaderno che raccoglie gli atti del convegno è dedicata alle relazioni presentate nella sessione "Diversità biologica e frammentazione dei sistemi naturali, un inquadramento teorico". In queste relazioni sono discussi alcuni concetti di base, come la valutazione della biodiversità (S. Pignatti), gli sviluppi dell'ecologia del paesaggio (A. Farina), gli effetti della frammentazione degli habitat (C. Battisti).

La seconda parte è dedicata alla sessione "La conservazione ecoregionale e la pianificazione delle reti ecologiche". Gli interventi raccolti illustrano gli approcci utilizzati in diverse esperienze di pianificazioni delle reti ecologiche a livello internazionale (come la Global 200 Iniziative del WWF), regionale (come il Piano dei Parchi della Regione Lazio) e provinciale (come la rete ecologica della Provincia di Bologna). Altri interventi di questa

sessione discutono di come si può tenere conto delle reti ecologiche nella pianificazione territoriale e in particolare nella pianificazione delle aree naturali protette.

La terza parte contiene gli interventi presentati nella sessione "Il ruolo delle professionalità, degli enti e delle organizzazioni". Viene qui discusso il ruolo che possono giocare il mondo dell'agricoltura, quello della comunicazione e dell'educazione ambientale, la sociologia dell'ambiente e gli enti locali, per le conservazione delle reti ecologiche.

La quarta parte infine raccoglie una serie di interventi non programmati, in cui vengono presentate le iniziative di enti come l'APAT, la Regione Puglia e il Parco Regionale dell'Appia Antica.

Il quaderno raccoglie anche il documento conclusivo del convegno, il testo della convenzione tra il WWF-Italia e l'Unione delle Province Italiane e la cartografia delle aree individuate dal WWF nell'ambito del progetto Global 200.

Considerato l'ampio spettro dei soggetti coinvolti nell'organizzazione del convegno e l'autorevolezza dei relatori, si può ritenere che questo quaderno illustri lo stato dell'arte nella pianificazione e realizzazione delle reti ecologiche in Italia.

Come rileva Franco Ferrosi, responsabile del Programma ERC Mediterraneo del WWF Italia, nell'illustrare il programma e le finalità del convegno "In Italia, come in gran parte dei paesi europei, parlare di Rete Ecologica significa contrastare in primo luogo il consumo dei suoli, ancora elevato, dovuto ad infrastrutture e sviluppo urbanistico, con la relativa conseguente fram-

mentazione degli habitat. Nella progettazione e costruzione della rete ecologica viene però chiamata in causa anche la politica agricola, forestale e della difesa del suolo, attuata attraverso piani di bacino e programmi regionali e provinciali. ... Il passaggio più complesso è proprio come assicurare una coerente ed efficace gestione del territorio, attraverso la somma di azioni che chiamano in causa diversi portatori di interessi, con una pianificazione e progettazione del territorio che individui tra i suoi obiettivi la costruzione e il mantenimento della rete ecologica. ... Oggi riscontriamo invece una interpretazione della Rete Ecologica Nazionale da parte delle istituzioni centrali e regionali, che sembra apparire limitata a uno strumento di programmazione e di indirizzo dei fondi comunitari."

Le stesse iniziative di alcune province, come quelle di Milano, Bologna, Modena, Venezia e Roma, di integrare la pianificazione e l'attuazione della Rete Ecologica negli strumenti di pianificazione territoriale, sono rilevanti più per il loro contributo teorico che per i loro effettivi risultati.

Sarebbe a questo punto opportuno organizzare un convegno internazionale in cui mettere a confronto l'esperienza italiana con quella di altri paesi europei, per verificare se, e con quali strumenti, in alcuni di essi è stato possibile pianificare e realizzare effettivamente reti ecologiche per la conservazione della biodiversità.

Il quaderno può essere richiesto a: Provincia di Roma, Dipartimento V, Servizio 1°, Via Tiburtina 691, 00159 Roma.

Massimo Leone

Manoscritti. I lavori proposti per la pubblicazione, compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi in: introduzione, materiali e metodi, risultati, discussione, eventuali ringraziamenti, bibliografia, tabelle, figure. Qualora il lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori, la circostanza deve essere chiaramente segnalata: in tal caso il lavoro potrà essere preso in considerazione solo per la recensione nella sezione *Informazione & Documentazione*.

Titolo e Autori. Il titolo deve essere informativo e, se possibile, conciso; deve essere indicato anche un titolo breve (massimo cinquanta caratteri) da utilizzare come intestazione delle pagine successive alla prima. Il titolo deve essere seguito dal nome (per esteso) e dal cognome di tutti gli autori. Di ogni autore (contrassegnato da un richiamo numerico) deve essere riportato l'indirizzo postale completo dell'istituto nel quale è stato svolto lo studio. Il nome dell'autore referente per la corrispondenza con la redazione e con i lettori deve essere contrassegnato anche da un asterisco; il suo indirizzo di posta ordinaria deve essere seguito anche dal numero di telefono, di fax e dall'indirizzo di posta elettronica; soltanto tramite quest'ultimo verranno inviate le bozze per la correzione.

Riassunto, abstract e parole chiave. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere gli esperimenti, i principali risultati e le conclusioni; deve essere seguito dalle parole chiave, separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo e un *abstract* (massimo 250 parole), seguiti dalle *key words* separate da una barra obliqua.

Figure e tabelle. Le figure, con la loro didascalia al piede e numerate con numeri arabi, non devono essere inserite nel testo, ma in fogli separati alla fine del testo. È gradita l'indicazione, nel testo, della posizione preferita per l'inserzione di ciascuna figura. Anche le tabelle devono essere riportate in fogli separati, alla fine del dattiloscritto; devono essere complete di titolo e numerate con numeri romani. Occorre curare titoli, legende e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, comprensibili cioè anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda agli autori di verificare con opportune riduzioni l'aspetto finale e la leggibilità delle scritte, tenendo conto che saranno stampate riducendone la base a 80 mm (una colonna) o 170 mm (due colonne). Non inviare fotografie o grafici a colori senza essersi accertati che la loro stampa in bianco e nero assicuri comunque l'agevole riconoscibilità delle diverse sfumature o retinature. Nella scelta degli accorgimenti grafici privilegiare sempre la facilità e immediatezza di lettura agli effetti estetici.

Bibliografia. Al termine del testo deve essere riportata la bibliografia in ordine alfabetico. Ad ogni voce riportata nella bibliografia deve necessariamente corrispondere il riferimento nel testo e viceversa. Per il formato tipografico e la punteggiatura, attenersi strettamente ai seguenti esempi:

DUTTON I.M., SAENGER P., PERRY T., LUKER G., WORBOYS G.L., 1994. An integrated approach to management of coastal aquatic resources. A case study from Jervis Bay, Australia. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 4: 57-73.

HELLAWELL J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp.

PULLIAM H.R., 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. In: Rhodes O.E., Chesser R.K., Smith

M.H. (eds.), *Population dynamics in ecological space and time*. The University of Chicago Press, Chicago: 45-69.

CORBETTA F., PIRONE G., (1986-1987) 1988. I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. In: Atti Conv. Scient. "I corsi d'acqua minori dell'Italia appenninica. Aspetti ecologici e gestionali", Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana 6-7: 95-98.

Proposte di pubblicazione. Il manoscritto cartaceo va inviato a:
Redazione di Biologia Ambientale,
c/o Giuseppe Sansoni, Viale XX Settembre 148 - 54033
Carrara (MS)

Il manoscritto deve essere accompagnato da una copia su supporto magnetico; in alternativa, quest'ultima può essere inviata all'indirizzo di posta elettronica biologia.ambientale@cisba.it

I manoscritti saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici; entro due mesi l'autore indicato come referente per la corrispondenza verrà informato delle decisioni della redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e ripetute revisioni del testo, si raccomanda vivamente agli autori di prestare la massima cura anche alla forma espositiva che deve essere concisa, chiara, scorrevole e in buon italiano, evitando neologismi superflui. Tutte le abbreviazioni e gli acronimi devono essere definiti per esteso alla loro prima occorrenza nel testo. I nomi scientifici delle specie devono essere sottolineati (saranno convertiti in corsivo prima della stampa). I dattiloscritti, compreso il materiale illustrativo, non saranno restituiti, salvo esplicita richiesta dell'autore all'atto dell'invio del materiale. La redazione si riserva il diritto di apportare ritocchi linguistici e grafici e di respingere i manoscritti che non rispettano i requisiti delle presenti norme per gli autori. Le opinioni espresse dagli autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

Bozze ed estratti. Le bozze di stampa saranno inviate all'autore indicato come referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una correzione molto accurata e al nuovo invio alla redazione entro 5 giorni; trascorso tale periodo, il lavoro può essere pubblicato con le sole correzioni dell'editore. All'autore referente per la corrispondenza sarà inviato il numero della rivista e, tramite posta elettronica, il file dell'estratto in formato PDF, utilizzabile per riprodurre il numero desiderato di estratti.

Formato dei file. Oltre al manoscritto vanno inviati, su supporto magnetico, i relativi file. Per assicurare la compatibilità con i programmi di videoscrittura e di impaginazione, il file contenente il testo va inviato in triplice versione: formato solo testo (*.TXT), rich text format (*.RTF) e WinWord (*.DOC, preferibilmente salvato nel formato della sua penultima versione commerciale). I grafici devono essere in bianco e nero ed essere sempre accompagnati dalla tabella dei dati di origine; per quelli realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente sia i grafici che i dati di origine (preferibilmente salvato nella penultima versione commerciale di Excel) al fine di consentire il ridimensionamento o eventuali modifiche al formato, volte a migliorarne la leggibilità. I file delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato *.TIF; quelli delle fotografie preferibilmente in formato *.JPG. Per formati di file diversi da quelli sopra indicati, precisare il software utilizzato. **Importante: inviare sempre i grafici e le figure come file indipendenti.** Spesso, infatti, l'utilizzo di grafici e illustrazioni inseriti in un file DOC comporta una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione. Per ogni chiarimento tecnico contattare Giuseppe Sansoni (tel./fax 0585 841592, e-mail biologia.ambientale@cisba.it).

BIOLOGIA AMBIENTALE

Poste Italiane s.p.a. - Spedizione in abbonamento postale - D.L. 353/2003
(conv. in L. 27/02/2004 n. 46) art. 1, comma 2, DCB - Reggio Emilia

Volume 19
Numero 2
Dicembre 2005

SOMMARIO

Lavori originali

- 3 MONAUNI C., POZZI S., PELLEGRINI G., DEFRANCESCO C. - Ruolo della componente fitoplanctonica nel monitoraggio limnologico e sue potenziali applicazioni ai fini della classificazione dei laghi secondo la Direttiva Quadro 2000/60/CE
- 15 CIUFFARDI L., BASSANI I. - Segnalazione del successo riproduttivo della Lampreda di mare (*Petromyzon marinus*) in Provincia della Spezia
- 17 MANCA M., MARGARITORA F.G., DE BERNARDI R. - Comunità a cladoceri di laghi del Bacino del Po: risultati ottenuti nell'ambito del Progetto Europeo *Long distance dispersal of Aquatic KEY Species* (LAKES)
- 25 CASELLA V.M.A., BONDAVALLI C., BODINI A. - L'uso dell'acqua in ambito urbano: un approccio ecosistemico per valutarne la sostenibilità
- 39 TORRISI M., STAFFOLANI L., HRUSKA K., DELL'UOMO A. - Valutazione dello stato ecologico del torrente Castellano (bacino del Tronto, Marche) nel tratto urbano di Ascoli Piceno mediante analisi della componente vegetale
- 49 BRUZZONE E., MOSCATELLI A. - Interazioni tra fattori ambientali e batteri filamentosi in un impianto di depurazione di reflui urbani

Informazione &
documentazione

RASSEGNA
SCIENTIFICA
RECENSIONI

- 57 MANCA M. - La biodiversità di ambienti acquatici lungo un ampio gradiente latitudinale in Europa: ruolo del trasporto a lunga distanza da parte degli uccelli migratori acquatici
- 60 CARRADORI R., CONTIERO A. - Pianosa: un'isola per gli uccelli
- 67 Rassegna scientifica (a cura di P. GENONI e coll.)
- 77 Recensioni